

دلائل نفس جودة مياه الشرب

الطبعة الثانية

الجزء الأول
التوصيات



منظمة الصحة العالمية
المكتب الإقليمي لشرق المتوسط

منظمة الصحة العالمية هي وكالة متخصصة من وكالات الأمم المتحدة تضاف إليها المسؤولية الرئيسية بحسن الأمور الصحية الدولية والصحة العامة. ومن خلال هذه المنظمة التي أُنشئت في عام 1948 تبادل المهنيون الصحيون في أكثر من 185 بلداً معارفهم وخبراتهم لكي يبلغ جميع مواطني العالم بحلول العام 2000 مستوى من الصحة يمكنهم من أن يعيشوا حياة منتجة اجتماعياً واقتصادياً.

وتعمل المنظمة في إطار من التعاون التقني المباشر مع الدول الأعضاء فيها وعن طريق التشجيع على هذا التعاون فيما بين هذه الدول على تعزيز الخدمات الصحية والوقاية من الأمراض ومكافحتها، وتحسين الأحوال البيئية وتنمية الموارد البشرية الصحية، وتنسيق وتطوير البحوث الخاصة بالخدمات الصحية والعلمية، وتخطيط وتنفيذ البرامج الصحية.

وتشمل هذه المجالات الواسعة من الجهود على مجموعة كبيرة من الأنشطة مثل تطوير نظم الرعاية الصحية الأولية التي تصل إلى كافة السكان في البلدان الأعضاء وتعزيز صحة الأمهات والأطفال ومكافحة سوء التغذية والملاريا وغيرها من الأمراض السارية. بما في ذلك، السل والجذام وتسيق الاستراتيجيات العالمية من أجل مكافحة مرض الإيدز والوقاية منه، وهي تعمل بعد تحقيق هدف استئصال الجدري، على تعزيز التمنيع الجماعي ضد عدد من الأمراض التي يمكن الوقاية منها، وتحسين الصحة النفسية، وتوفير إمدادات المياه المأمونة وتدريب العاملين في مجال الصحة من كل الفئات.

والتقدم نحو صحة أفضل في جميع أنحاء العالم يتطلب تعاوناً دولياً في مسائل عدة مثل وضع معايير دولية للمواد البيولوجية ومبيدات الحشرات والمؤات الصيدلانية، وصياغة معايير للصحة البيئية والتوجيه بأسماء دولية غير مسجلة الملكية للأدوية وتقديم التغطيات الصحية الدولية ومراجعة التصنيف الإحصائي الدولي للأمراض والمشكلات الصحية المتعلقة بها وجمع ونشر المعلومات الإحصائية الصحية.

وتحسباً لاهتمامات وأولويات المنظمة ودورها الأعضاء فإن مشغورات منظمة الصحة العالمية توفر المعلومات الموثوقة والارشاد بهدف تعزيز الصحة ووقايتها ومكافحة الأمراض والوقاية منها.

صدرت الطبعة الأولى من الأجزاء الثلاثة لكتاب "دلائل جودة مياه الشرب" في العامين 1984 - 1985 وشاع استخدامها على نطاق واسع منذ ذلك الحين كأساس لوضع المعايير الوطنية لضمان مأمونية مياه الشرب. وقد تضمنت الأجزاء الثلاثة قيماً دلالية لعدد كبير من مكونات المياه وملوثاتها، في مختلف الجوانب الميكروبيولوجية والبيولوجية والكيميائية، بالإضافة إلى العناصر المنبهة للحواس والعناصر الإشعاعية.

أما هذه الطبعة الجديدة فقد روجعت فيها جميع القيم الدلالية الموصى بها، وتم تحديثها، حيثما دعت الضرورة، في ضوء المعلومات العلمية المستجدة. ويشتمل المجلد الأول على القيم الدلالية نفسها، مع شرح لكيفية استخدامها، وكذلك على المعايير المستخدمة في انتقاء مختلف الملوثات المرشحة للدراسة، بالإضافة إلى وصف للأساليب المتبعة في استنباط هذه القيم الدلالية، وموجز الوقائع التي تدعم القيم الموصى بها أو التي تؤكد عدم الحاجة إلى وجود قيم دلالية مرتكزة على الصحة في الوقت الحاضر.

ويؤكد الكتاب أيضاً أن القيم الدلالية الموصى بها لا تمثل حدوداً إلزامية للجميع، بل تقوم السلطات الوطنية بتعيين هذه الحدود من منطلق مقارنة الفائدة بمقدار الخطر؛ على أن تؤخذ الظروف البيئية المحلية والأوضاع الاجتماعية والاقتصادية والثقافية في الاعتبار.

دلائل حودة مياه الشرب

الطبعة الثانية

المجلد الأول

التوصيات

صدرت الطبعة العربية عن المكتب
الإقليمي لشرب المتوسط
الإسكندرية، مصر



صدرت الطبعة الإنكليزية عن المقر
الرئيسي لمطعم الصحة العالمية
جنيف، سويسرا

Guidelines for drinking-water quality

Second Edition, Volume 1,

Recommendations

مبادئ الممارسة أثناء النشر

منظمة الصحة العالمية - المكتب الإقليمي لشرق المتوسط: مترجم

دلائل جودة مياه الشرب، التوصيات - الطبعة الثانية

مجلد 1، حص 1

ISBN 92-4-154460-0

صدرت الطبعة الإنكليزية في جنيف 1993

7. مياه الشرب - معايير - جودة

تصنيف المكتب الطبعة الثامنة (ISBN 92-9021-257-8 (V.I) (NLM Classification: WA 675)

ترحب منظمة الصحة العالمية بضدات الحصول على الإذن الخاص بسحب أو ترجمة منشوراتها جوهرية أو كتابية، وترجع الضدات والامتيازات إلى السيد مدير الإدارة العامة، المكتب الإقليمي لمنظمة الصحة العالمية لشرق المتوسط، حص 1، 7577، الإسكندرية 21563، جمهورية مصر العربية، ويسر المكتب تقديم آخر معلومات حول أي من التغييرات التي تطرأ على النص، وكذلك الخطط الخاصة بالصدات الجديدة والإدارة الطباعة والنشر خدمات الترجمة.

© منظمة الصحة العالمية 1993

تتمتع منشورات منظمة الصحة العالمية بالحمداية المصروع عليها في البروتوكول الثاني من الاتفاقية العالمية لحقوق الطبع، جميع الحقوق محفوظة.

إن التسميات المستخدمة، وصرفية عرقس الشراء في هذه المنشورة لا تعني ضمها المعيار عن أي رأي لأمانة منظمة الصحة العالمية، فيما يتعلق بالوضع القانوني لأي بلد أو إقليم أو مدينة أو منطقة أو صدات التي منه أو بشأن تحديد حدودها أو تخومها.

كما أن ذكر شركات بعينها، أو منتجات جهة ممانعة معينة، لا يقصد به ضمها أنها معتمدة أو موصى بها من قبل منظمة الصحة العالمية تفصيلاً لها، عن سواها ما لم يرد ذكره، وفيما عدا السهم والخط لاسم المسجل المسجلة الملكية بحروف كبيرة.

طبع في ج م ع

المحتوى

9	تمهيد
ح	شكر وتقدير
ط	الرموز والاختصارات المستخدمة في النص
1	1. المقدمة
2	1 - 1 اعتبارات عامة
4	1 - 2 طبيعة القيم الدلالية
6	1 - 3 المعايير الخاصة بانتقاء ملوثات مياه الشرب المتعلقة بالصحة
8	2. الجوانب الميكروبيولوجية
8	2 - 1 العوامل ذات الأهمية
8	2 - 1 - 1 العدوى المحمولة بالمياه
8	2 - 1 - 2 العدوى المنقولة بواسطة الفم ذات الأولوية العالية
8	2 - 1 - 3 العوامل الممرضة الانتهازية والعوامل المعرّضة المرافقة للمياه
9	2 - 1 - 4 الذيفانات الناشئة عن الزرقم
11	2 - 1 - 5 الكائنات الحية المؤذية
12	2 - 1 - 6 الاستدامة داخل المياه
13	2 - 1 - 7 الجرعة المعدية
13	2 - 1 - 8 القيم الدلالية
14	2 - 2 المؤشرات الجرثومية لجودة المياه
14	2 - 2 - 1 المقدمة
15	2 - 2 - 2 مبادئ عامة
15	2 - 2 - 3 الإشريكية القولونية والجراثيم القولونية
17	2 - 2 - 4 العقديات البرازية
18	2 - 2 - 5 المطثيات المخفضة للسلفيت
18	2 - 2 - 6 عاثية العصية القولونية
19	2 - 2 - 7 طرائق الكشف
20	2 - 3 توصيات
20	2 - 3 - 1 مبادئ عامة

دلائل جودة مياه الشرب

20	2 - 3 - 2 اختيار عمليات المعالجة
20	2 - 3 - 3 أهداف المعالجة
21	2 - 3 - 4 القيم الدلالية
25	2 - 4 الرصد
25	2 - 4 - 1 الأساليب والاستراتيجيات
25	2 - 4 - 2 تواتر أخذ العينات
26	2 - 4 - 3 الإجراءات الخاصة بأخذ العينات
27	2 - 4 - 4 المتطلبات الخاصة ببرنامج الرصد
30	3. الجوانب الكيميائية
30	3 - 1 المعلومات الأساسية المستخدمة
30	3 - 2 استهلاك مياه الشرب ووزن الجسم
31	3 - 3 الاستنشاق والامتصاص الجلدي
31	3 - 4 تقييم احتمال الخطر الصحي
31	3 - 4 - 1 اشتقاق القيم الدلالية باستخدام أسلوب المدخول اليومي
31	الممكن تحمله
35	3 - 4 - 2 اشتقاق القيم الدلالية للمسرطنات المحتملة
39	3 - 5 المزايج
39	3 - 6 بيانات موجزة
39	3 - 6 - 1 المقومات اللاعضوية
59	3 - 6 - 2 المقومات العضوية
78	3 - 6 - 3 مبيدات الهوام
97	3 - 6 - 4 المطهرات والنواتج الثانوية المطهرة
110	3 - 7 الرصد
110	3 - 7 - 1 تصميم برنامج أخذ العينات
114	3 - 7 - 2 جمع العينات
115	3 - 7 - 3 التحليل
118	4. الجوانب الإشعاعية
118	4 - 1 المقدمة
118	4 - 1 - 1 التعرض للإشعاع البيئي
118	4 - 1 - 2 العواقب الصحية المحتملة للتعرض للإشعاع
119	4 - 1 - 3 توصيات
120	4 - 2 تطبيق المستوى المرجعي للجرعة
122	4 - 2 - 1 الطرائق التحليلية
123	4 - 2 - 2 استراتيجية لتقييم مياه الشرب
124	4 - 2 - 3 الرادون

المحتوى

126	5. جوانب المقبولية
126	5 - 1 المقدمة
127	5 - 2 بيانات موجزة
127	5 - 2 - 1 المتثابتات الفيزيائية
128	5 - 2 - 2 المقومات اللاعضوية
132	5 - 2 - 3 المقومات العضوية
134	5 - 2 - 4 المطهرات والنواتج الثانوية المطهرة
135	6. حماية وتحسين جودة المياه
135	6 - 1 اعتبارات عامة
135	6 - 2 اختيار وحماية مصادر المياه
136	6 - 3 عمليات المعالجة
137	6 - 3 - 1 المعالجة المسبقة
137	6 - 3 - 2 التخثر والتندف والتثفل
138	6 - 3 - 3 الترشيح الرملي السريع والبطيء
139	6 - 3 - 4 التطهير
139	6 - 3 - 5 إزالة الغلوريد
140	6 - 4 اختيار المعالجة
141	6 - 5 شبكات التوزيع
142	6 - 6 مكافحة الانتكال
142	6 - 6 - 1 المقدمة
142	6 - 6 - 2 اعتبارات أساسية
143	6 - 6 - 3 تأثير تركيب المياه
143	6 - 6 - 4 إنتكال مواد الأنابيب
144	6 - 6 - 5 الجوانب الميكروبيولوجية للإنتكال
145	6 - 6 - 6 مناسب الإنتكال
145	6 - 6 - 7 استراتيجيات مكافحة الإنتكال
146	6 - 7 إجراءات الطوارئ
148	ثبت المراجع
153	الملحق 1. لائحة بأسماء المشاركين في الاجتماعات التحضيرية
176	الملحق 2. جداول القيم الدلالية

شكر وتقدير

لقد كان لعمل المنسقين التالية أسماءهم أهمية حاسمة في وضع الجزئين 2 و 1 من الدلائل:

ج.ك. فوبيل، مركز الأبحاث المائية، إنكلترا (المكونات اللاعضوية)
ج.ر. هيكلان، إدارة الصحة الوطنية والرفاه، كندا (المواد المشعة)
و. لونيد، معهد جودة المياه، الدانمارك (المكونات العضوية ومبيدات الهواء)
ب. بنتز، وكالة الحماية البيئية، الولايات المتحدة الأمريكية (المطهرات والمنتجات الثانوية المطهرة)

ي.ب. بايك، مركز أبحاث المياه، إنكلترا (علم الأحياء المجهرية)
أما منسق الجزء 3 من دلائل جودة مياه الشرب فهو السيد ج. بارترام من معهد روبنز للصحة والسلامة، إنكلترا.
أما المنسقون من منظمة الصحة العالمية فهم السادة:

المقر الرئيسي: هـ. جلال - غورثيف، البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية،
ر. هيلمر، قسم الصحة البيئية.

المكتب الإقليمي لأوروبا: إكس. بونفوي، البيئة والصحة، و. إسبينوزا، البيئة والصحة.
السيدة مارلا شيفر من أوتاوا، كندا، كانت المسؤولة عن التحقيق العلمي للدلائل.
وقد أمكن عقد اجتماعات مجموعة التنسيق والمراجعة بفضل الدعم المادي المقدم إلى منظمة الصحة العالمية من قبل وكالة التنمية الدولية الدانماركية (DANIDA) والدول الراعية التالية: بلجيكا، كندا، فرنسا، إيطاليا، هولندا، المملكة المتحدة، الولايات المتحدة الأمريكية.

وفضلاً عن ذلك تم استلام مساهمات مالية لعقد الاجتماع الأخير لمجموعة المهمة النهائية من الوكالة النرويجية لتنمية التعاون (NORAD)، ومن إدارة التنمية لما وراء البحار. المملكة المتحدة (ODA)، واتحاد خدمات المياه في المملكة المتحدة، وهيئة التنمية الدولية السويدية (SIDA)، وحكومة اليابان.

وتعرب عن الشكر والامتنان لجهود كل من ساعد في إعداد وإنجاز "دلائل جودة مياه الشرب".

الرموز والاختصارات المستخدمة في النص

المدخل اليومي المقبول	ADI
الفاو (منظمة الأغذية والزراعة التابعة لهيئة الأمم المتحدة)	FAO
الوكالة الدولية لأبحاث السرطان	IARC
الهيئة الدولية للحماية من الإشعاع	ICRP
منظمة العمل الدولية	ILO
البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية	IPCS
حاصل الذكاء	IQ
المنظمة الدولية للتقييس	ISO
لجنة الخبراء المشتركة حول الإضافات الغذائية التابعة للمنظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية	JECFA
الاجتماع المشترك حول مبيدات الهوام بين منظمتي الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية	IMPR
مستوى التأثير الضار الأدنى الذي يمكن ملاحظته	LOAEL
مستوى التأثير الضار غير الملاحظ	NOAEL
وحدة قياس العكر (الكدر)	NTU
المدخل اليومي الأقصى المؤقت الممكن احتماله	PMTDI
المدخل الأسبوعي المؤقت الممكن احتماله	PTWI
وحدة اللون الحقيقية	TCU
المدخل اليومي الممكن احتماله	TDI
برنامج البيئة التابع لمنظمة الأمم المتحدة	UNEP
منظمة الصحة العالمية	WHO

تمهيد

قامت منظمة الصحة العالمية (WHO) في عامي 1984 و 1985 بنشر الطبعة الأولى من كتاب "دلائل جودة مياه الشرب" في ثلاثة أجزاء، وقد جرى تنظيم تطوير هذه الدلائل وتنفيذها بصورة مشتركة من قبل المقر الرئيسي لمنظمة الصحة العالمية ومكتبها الإقليمي الأوروبي (EURO).

وفي عام 1988، اتخذ القرار داخل منظمة الصحة العالمية للبدء في مراجعة الدلائل، وشارك في العمل مرة ثانية كل من المقر الرئيسي لمنظمة الصحة العالمية ومكتبها الإقليمي في أوروبا. أما داخل مقر المنظمة فقد شارك فيه كل من وحدة الوقاية من التلوث البيئي (PEP) ومنظمة العمل الدولية (ILO) وبرنامج البيئة التابع للأمم المتحدة (UNEP) ومنظمة الصحة العالمية في البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (IPCS) حيث قدمت المنظمة الأخيرة المداخل الرئيسية حول التقديرات المتعلقة بالمخاطر الصحية الناجمة عن وجود المواد الكيميائية في مياه الشرب.

ويجري نشر الدلائل المنقحة في ثلاثة أجزاء. ويتضمن الجزء الأول "القيم الدلالية للمكونات المختلفة في مياه الشرب" وهي تمثل التوصيات والمعلومات الأساسية المطلوبة لفهم أساس القيم، في حين يحتوي الجزء الثاني الذي يحمل عنوان "معايير صحية ومعلومات داعمة أخرى" على دراسات خاصة بالمعايير المعدة لكل مادة أو ملوث، وقد وضعت القيم الدلالية على أساسها أما الجزء الثالث وهو "الترصد ومراقبة الإمدادات المجتمعية". فيقصد منه خدمة هدف مختلف تماماً فهو يحتوي على توصيات ومعلومات حول ما يجب عمله ضمن المجتمعات الصغيرة، وخاصة في البلدان النامية حفاظاً على إمدادات المياه فيها.

لقد استغرق إعداد الطبعة الحالية من "دلائل جودة مياه الشرب" فترة أربع سنوات حيث استدعي الأمر مشاركة العديد من المؤسسات وما يزيد عن 200 خبير من أربعين بلداً من مختلف البلدان النامية والمتقدمة بالإضافة إلى عقد 18 اجتماعاً لمجموعات التنسيق والمراجعة المتنوعة لقد كان لعمل هذه المؤسسات والعلماء البيئة أسماؤهم في الملحق 1، كبير الأثر في إنجاز الدلائل وقد حظي هذا العمل بتقدير كبير.

وقد حظي كل ملوث أو مادة يجري النظر فيهما بذوالة قيادية أعدت مسودة وثيقة تقرر فيها مخاطرها على صحة البشر في حالة تعرضهم للملوث أو المادة الموجودة في مياه الشرب. وقامت بإعداد وثائق التقييم البلدان التالية: كندا، الدانمارك، فنلندا، ألمانيا، إيطاليا، اليابان، هولندا، النرويج، بولندا، السويد، المملكة المتحدة، الولايات المتحدة الأمريكية.

وبإشراف المسؤول عن تنسيق كل جانب من الجوانب الرئيسية للدلائل. تمت مراجعة مسودات وثائق التقييم هذه من قبل مؤسسات علمية متعددة وطائفة مختارة من الخبراء. ومن ثم جرى دمج التعليقات من قبل المنسق والمؤلف قبل تقديمها للتقييم النهائي من قبل مجموعة المراجعة، ثم اتخذت هذه المجموعة قرارها حول تقدير المخاطر الصحية واقترحت قيمة دلالية.

وكان مما يؤخذ بعين الاعتبار على الدوام، خلال إعداد وثائق التقييم الأولية، وأثناء اجتماعات لجنة التنسيق والمراجعة، أخذ تقديرات المخاطر السابقة التي وضعها البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (IPCS) في دراساته لمعايير الصحة البيئية، والوكالة الدولية لأبحاث السرطان. والاجتماعات المشتركة لمنظمة الصحة العالمية ومنظمة التغذية والزراعة (FAO) حول ثملات مبيدات الهوام وكذلك لجنة الخبراء المشتركة التابعة لهما حول الإضافات الغذائية، التي تتولى تقييم الملوثات كالرصاص والكاديوم، بالإضافة إلى الإضافات الغذائية.

ومن الواضح أنه لم يجر تقييم كافة المواد الكيميائية التي يمكن أن توجد في مياه الشرب خلال وضع هذه الدلائل. ويجب لفت انتباه منظمة الصحة العالمية إلى وجوب إدخال المواد الكيميائية ذات الأهمية بالنسبة للدول الأعضاء، والتي لم يتم تقييمها بعد، في أي عملية مراجعة مستقبلية.

وهناك خطة للقيام بعملية مراجعة مستمرة لدلائل جودة مياه الشرب يتم تركيزها على عدد من المواد أو العوامل الخاضعة للتقييم سنوياً، وسيتم إصدار ملاحق عند الضرورة تضم أعمال تقييم مواد جديدة أو مواد سبق تقييمها وتوفرت عنها معلومات علمية جديدة أما المواد التي وضعت لها قيم دلالية مؤقتة فسيكون لها أولوية عالية في إعادة التقييم.

1. المقدمة

يشرح هذا الجزء من "دلائل جودة مياه الشرب" كيفية استخدام القيم الدلالية الخاصة بملوثات مياه الشرب، كما يحدد المعايير المستخدمة لاختيار الملوثات المتنوعة، الكيميائية، والفيزيائية والملوثات المكونة من الأحياء المجهرية، والملوثات الإشعاعية الواردة في التقرير. كما يصف الطرائق المستخدمة في استنتاج القيم الدلالية مع تقديم بيانات موجزة، إما لدعم القيم الدلالية الموصى بها أو لشرح سبب عدم الحاجة إلى قيمة دلالية مبنية على الأساس الصحي في الوقت الحاضر.

وتتناول هذه الطبعة من كتاب الدلائل كثيراً من ملوثات مياه الشرب التي لم يسبق إدراجها في الطبعة الأولى، كما تشتمل على قيم دلالية تمت مراجعتها لكثير من الملوثات التي وردت في الضبعة الأولى، وتم تغييرها نتيجة لمعلومات علمية جديدة. وعليه، فإن القيم الدلالية الواردة هنا تحل محل تلك القيم الواردة في طبعة عام 1984.

وعلى الرغم من أن عدد الملوثات الكيميائية الموصى لها بقيم دلالية هو أكبر من العدد الوارد في الطبعة الأولى، فليس من المحتمل وجود جميع هذه الملوثات الكيميائية في جميع إمدادات المياه، أو حتى في جميع البلدان، ولذا، يجب القائي عند اختيار المواد التي سيتم وضع معايير وطنية من أجلها. كما يجب أخذ عدد من العوامل بعين الاعتبار، بما في ذلك جيولوجية المنطقة، وأنواع الأنشطة البشرية التي تحدث هناك. ومثال ذلك، أنه إذا تم استخدام نوع معين من مبيدات الهوام في المنطقة، فلن يكون من المحتمل أن يظهر في مياه الشرب.

أما في الحالات الأخرى، مثل النواتج الثانوية المُنَهرة، فقد لا يكون من الضروري وضع معايير لجميع المواد التي اقترحت لها قيم دلالية. فإذا مورست الكلورة، كان من المحتمل أن يكون التريهالوميثان الذي يشكل الكلوروفورم مكوناً رئيسياً فيه منتجاً ثانوياً مطهراً. بالإضافة إلى الحموض الخلية الكلورة في بعض الأمثلة. وفي كثير من الحالات، يمكن للتحكم بمستويات الكلوروفورم وحمض التريكلوروأسيثيك، عندما يكون ذلك ملائماً، أن يزود بمتغير ملائم للتحكم في النواتج الثانوية الأخرى للكلورة.

وبينفي عند وضع المعايير الوطنية اتخاذ جانب الحذر. لضمان عدم تحويل الموارد النادرة من أجل وضع المعايير ومراقبة المواد ذات الأهمية الضئيلة نسبياً، ما لم تكن هناك ضرورة تعرض ذلك.

وهناك العديد من العناصر اللاعضوية التي تمت التوصية بقيم دلالية لها تبين أنها تمثل عناصر أساسية في الغذاء البشري. ولم تجر هنا أي محاولة لتحديد الحد الأدنى المطلوب فيه من التركيز لثل هذه المواد في مياه الشرب.

1.1 اعتبارات عامة

أن الهدف الأول المقصود من "دلائل جودة مياه الشرب" هو حماية الصحة العامة والمقصود من الدلائل هو أن تستخدم أساساً لوضع المعايير الوطنية، وفي حال تنفيذها على الوجه الصحيح ستضمن سلامة إمدادات مياه الشرب من خلال إزالة أو خفض تركيز مكونات المياه المعروفة بخطرها على الصحة إلى حد أدنى. ويجب التأكيد على أن القيم الدلالية الموصى بها لا تمثل حدوداً إلزامية. ولكي يتم تعيين هذه الحدود، سيكون من الضروري دراسة القيم الدلالية ضمن سياق الظروف المحلية أو الوطنية والبيئية والاجتماعية والاقتصادية والثقافية. إن السبب الرئيسي للتلوث وراء عدم تعزيز تبني المعايير الدولية الخاصة بجودة مياه الشرب هو الميزة التي يوفرها استخدام أسلوب تقدير الخطر والفائدة (كمياً أو نوعاً) فيما يتعلق بوضع معايير وأنظمة وطنية يجب أن يؤدي هذا الأسلوب إلى معايير وأنظمة يمكن تنفيذها وفرضها بسهولة ويسر. وعنى سبيل المثال، يمكن أن يؤدي تبني معايير مياه الشرب الصارمة جداً إلى الحد من توافر إمدادات المياه التي تلبي هذه المعايير، مما يمثل أحد الاعتبارات ذات الدلالة في المناطق المصابة بنقص المياه. وعلى هذا فالمعايير التي يضعها كل بلد على حدة يمكن أن تتأثر بأولويات وطنية وعوامل اقتصادية وعلى كل حال، فلا يجوز للاعتبارات المتصلة بالسياسة والتوافر أن تسمح بتعريض الصحة العامة للخطر. كما أن تطبيق المعايير والأنظمة يستلزم مرافق وخبرة مناسبتين بالإضافة إلى الإطار التشريعي اللازم. إن الحكم المتعلق بالسلامة - أو ما يمثل المستوى المقبول من الأخطار المحتملة في ظروف معينة - هو مسألة يجب على المجتمع بأسره أن يلعب دوراً فيها والحكم النهائي في مسألة ما إذا كانت الفائدة الناتجة عن تبني أي من القيم الدلالية الواردة هنا بحيث تتحول إلى معايير تبرر التكلفة، متروك هنا لكل بلد ليتخذ قراره فيه. وما يجب التأكيد عليه هو أن القيم الدلالية تنقسم بدرجة من المرونة وتمكن من إصدار الحكم بصدد التوريد بمياه الشرب ذات الجودة المقبولة.

والمياه ضرورية للحفاظ على الحياة، ومن الواجب توفير إمدادات كافية منه للمستهلكين. ولذا يجب بذل كافة الجهود لتحقيق جودة مياه الشرب إلى أقصى حد ممكن عملياً. وتظل حماية إمدادات المياه من الملوثات تمثل خط الدفاع الأول إن حماية الشايع تمثل، على نحو ثابت تقريباً، أفضل الطرائق لضمان مياه الشرب المأمونة ويجب تفضيلها على معالجة إمدادات المياه الملوثة لكي تصبح صالحة للاستهلاك. وعلى كل حال، فعندما يتم التعرف على وضع ينطوي على احتمال خطر كبير، يجب النظر في المخاطر المحتملة على الصحة وفي توافر المصادر البديلة، وتوافر الإجراءات العلاجية المناسبة لكي يتخذ قراراً ما بصدد مقبولية الإمدادات.

كما يجب حماية مصادر المياه قدر المستطاع من التلوث من جراء الفضلات البشرية والحيوانية، التي يمكن أن تحتوي على أنواع شتى من العوامل المرضية الجرثومية والفيروسية والمتعلقة بالأوالي والطفيليات الدودية. إن التقصير في تأمين الحماية الكافية والعلاج الفعال سيعرض المجتمع لمخاطر فاشيات الأمراض المعوية وغيرها من الأمراض

المعدية. ويعتبر الرضع والأطفال والصغار من أكثر الناس تعرضاً لمخاطر الأمراض المحمولة باليد. وكذلك المصابون بالوهن، أو أولئك الذين يعيشون في ظروف غير صحية والمرضى والمسنون إذ تظل الجرعات المعدية بالنسبة لهؤلاء أدنى بدرجة كبيرة منها عند عامة السكان البالغين.

ويبلغ من جسامه العواقب المحتملة للتلوث الجرثومي ما يضيف على مكافحته أهمية فائقة على الدوام مع وجوب عدم اللجوء إلى الحلول الوسط ويظل تقدير المخاطر المرتبطة باختلاف النوعية الميكروبية أمراً صعباً ومثيراً للجدل وذلك بسبب البيئة الويائية غير الكافية وعدد العوامل المشاركة، والعلاقات المتبادلة المتبدلة فيما بين هذه العوامل. وبوجه عام، ترتبط أشد المخاطر الميكروبية بابتلاع المياه الملوثة بمفرغات الإنسان والحيوان. ولا يمكن استئصال المخاطر الجرثومية بشكل كامل، لأن الأمراض المحمولة باليد يمكن أيضاً أن تنتقل من شخص لآخر عن طريق التلامس والضمائبات ومدخول الطعام. وبذلك يتم الحفاظ على مستودع لنواقل المرض والحالات المرضية، وتأمين مصادر المياه النقية في هذه الظروف سيحد من فرص الانتشار بالطرق الأخرى. يجب أيضاً تجنب فاشيات الأمراض المحمولة بالمياه بوجه خاص نظراً لقدرتها على التسبب بعدوى فورية تشمل نسبة عالية من المجتمع.

وتختلف المخاطر الصحية الناتجة عن وجود المواد الكيميائية السامة في مياه الشرب عن المخاطر الناتجة عن الملوثات الميكروبية ولا يوجد في الماء إلا القليل من المكونات الكيميائية التي يمكن أن تؤدي إلى مشاكل صحية حادة ما لم يكن التلوث في الإمداد ناجماً عن حادث جسيم. فضلاً عن ذلك، تبرز التجربة أنه، في مثل هذه الحوادث تصبح المياه عادة غير ممكنة الشرب نظراً لطعمها ورائحتها ومظهرها غير المستحب.

على أن كون الملوثات الكيميائية لا ترتبط في الأحوال الطبيعية بتأثيرات حادة يدخلها في زمرة ذات أولوية أدنى من أولوية الملوثات الميكروبية التي تكون آثارها حادة وواسعة الانتشار في العادة. وفي الحقيقة يمكن الاحتجاج بأن المعايير الكيميائية لمياه الشرب تعد ذات أهمية ثانوية بالقياس إلى إصابة مصدر المياه بتلوث جرثومي شديد.

نشأ المشاكل المرتبطة بالمكونات الكيميائية لمياه الشرب في المقام الأول من جراء قدرتها على التسبب في تأثيرات صحية ضارة بعد فترات مطوّلة من التعرض، على أن ما يستدعي الاهتمام الخاص هو الملوثات التي تحتوي على خصائص سمية تراكمية مثل المعادن الثقيلة والمواد السرطنة.

وتجدر الإشارة إلى أن استخدام المطهرات الكيميائية في معالجة المياه يسفر في العادة عن تشكل نواتج ثانوية كيميائية يمكن أن ينطوي بعضها على احتمال الخطر. وعلى أية حال، تظل المخاطر الصحية الناتجة عن مثل هذه النواتج الثانوية ضئيلة جداً بالمقارنة مع المخاطر المرتبطة بعملية التطهير غير الكافية ومن المهم عدم التساهل في التطهير عند محاولة مكافحة مثل هذه النواتج الثانوية.

دلائل جودة مياه الشرب

كما يجب أيضاً أن يؤخذ بعين الاعتبار وجود الأخطار الشعاعية على الصحة وهي الأخطار المرتبطة بوجود نويدات مشعة تحدث بشكل طبيعي في مياه الشرب. بالرغم من أن إسهام مياه الشرب في إجمالي التعرض لهذه النويدات المشعة ضمن المحيط يبقى ضئيلاً جداً في الظروف الطبيعية. ولا تنطبق القيم الدلالية الموصى بها في هذا الجزء على إمدادات المياه الملوثة خلال حالات الطوارئ الناشئة عن الانطلاق الحاد لمواد مشعة في البيئة وعند تقدير جودة مياه الشرب، يعتمد المستهلك قبل كل شيء، على حواسه ويمكن تكوينات المياه أن تؤثر على مظهر الماء ورائحته وطعمه، وسوف يقيم المستهلك جودة مياه الشرب ومقبوليتها على أساس هذه المعايير. والمياه ذات العكر الشديد تكون عادة شديدة التلون أو يكون لها طعم يعترض عليه، أو رائحة يمكن أن ينظر إليها المستهلك على أنها غير مأمونة كما يمكن رفضها لأغراض الشرب. وعليه فمن الأمور ذات الأهمية الحيوية تأمين جودة مياه يقبلها المستهلك، على الرغم من أن غياب أي تأثيرات حسية ضارة لا يضمن سلامة المياه.

وينبغي على الدول التي تقوم بوضع حدود أو معايير وطنية لمياه الشرب أن تقدر بعناية التكاليف والفوائد المرتبطة بمراقبة جودة طعم الماء وخواصه الحسية. وتوضع أحياناً المعايير التي يمكن فرضها من أجل الملوثات المرتبطة مباشرة بالصحة، بينما تصاغ مقاصد من أجل مجرد خصائص جودة طعم الماء وخواصه الحسية. أما البلدان ذات الموارد المحدودة جداً، فمن المهم بالنسبة إليها ترتيب الأولويات الذي يجب أن يتم من خلال دراسة التأثير على الصحة في كل حالة من الحالات على حدة وهذا الأسلوب لا يقلل من شأن أهمية جودة طعم مياه الشرب. إن مصدر المياه غير المقبول من حيث الطعم يمكن أن يصرف المستهلك عن استعمال إمدادات مياه سليمة فيما عدا طعمها وبالإضافة إلى ذلك يمكن أن يكون الطعم والرائحة واللون من أوائل المؤشرات الدالة على أخطار صحية محتملة.

كما يجب أيضاً أن يؤخذ بعين الاعتبار الكثير من المتشابكات عند تقييم جودة المياه كحماية النايغ وفعالية ومعالجة وحماية شبكات التوزيع (مثلاً: مكافحة الانتكاس). كما يجب أيضاً دراسة التكاليف المتعلقة بالمراقبة وترصد جودة المياه وتقييمها بعناية قبل وضع المعايير الوطنية. للاسترشاد فيما يتعلق بهذه المسائل، على القارئ الرجوع إلى مطبوعات أكثر شمولاً (انظر ثبت المراجع، ص 144).

2.1 طبيعة القيم الدلالية

تم وضع القيم الدلالية من أجل مكونات المياه التي يحتمل أن تكون على جانب من الخطورة ولتوفير القاعدة اللازمة لتقييم جودة مياه الشرب.

(أ) تعفل القيمة الدلالية تركيز المكون الذي لا يؤدي إلى أي أخطار كبيرة على صحة المستهلك طوال فترة الاستهلاك.

(ب) أن نوعية المياه المحددة في كتاب "دلائل جودة مياه الشرب" مصممة بحيث تناسب الاستهلاك البشري وتفي بجميع الأغراض المنزلية العادية، بما في ذلك حفظ الصحة

الشخصية. وعلى أية حال، فقد يتطلب الأمر مباحاً ذات جودة أعلى لبعض الأغراض الخاصة مثل الديال الكلوي.

(ج) عندما يتم تجاوز حدود القيمة الدلالية، فسيقتض أن يكون هذا: (1) إشارة تدعو إلى تعصي العلة بقصد اتخاذ الإجراء العلاجي، (2) التشاور مع السلطة المسؤولة عن الصحة العامة والتماس المشورة منها.

(د) على الرغم من أن القيم الدلالية تشير إلى جودة مياه صالحة طيلة عمر الاستهلاك، لا يجوز أن يُنظر إلى وضع القيم الدلالية على أنه يشير إلى تدرك حودة مياه الشرب إلى المستوى المسجل. وفي الحقيقة، لابد من بذل الجهود المستمرة للحفاظ على جودة مياه الشرب في أعلى مستوى ممكن.

(هـ) إن الانحرافات القصيرة الأمد التي تتجاوز القيم الدلالية لا تعني بالضرورة أن المياه غير صالحة للاستهلاك بل تتوقف فترة تجاوز أي من القيم الدلالية مع انعدام التأثير على الصحة العامة ومقدار ذلك التجاوز على نوعية المادة المعنية.

ويستحسن، في حالة تجاوز القيمة الدلالية استشارة الوكالة التي تمارس الترسّد (وهي الجهة المسؤولة عن الصحة العامة في العادة) التماساً للنصح بصدد الإجراء المناسب. على أن يؤخذ بعين الاعتبار مدخول المادة من مصادر غير مياه الشرب (من أجل المكونات الكيميائية)، ودرجة سمية المادة واحتمال وجود أي تأثيرات ضارة وطبيعية تلك التأثيرات ومدى قابلية الإجراءات العلاجية للتطبيق وغير ذلك من العوامل المشابهة.

(و) سيكون من الضروري عند وضع معايير وطنية لمياه الشرب على أساس القيم الدلالية هذه أن تؤخذ بعين الاعتبار مجموعة متنوعة من الظروف الجغرافية والاجتماعية - الاقتصادية والقوتية وغيرها من الظروف التي تؤثر على التعرّض المحتمل. وهذا قد يؤدي إلى معايير وطنية تختلف اختلافاً جلياً عن القيم الدلالية.

(ز) في حالة المواد المشعة، أعطيت قيم تنظيرية لنشاط أشعّي ألفا وبيتا العيانية على أساس مستوى مرجعي للجرعة.

من الضروري أن تكون القيم الدلالية الموصى بها عملية وممكنة التنفيذ وأن تؤمن الحماية للصحة العامة في الوقت ذاته. والقيم الدلالية لم توضع عند مستويات تركيز أدنى من حدود الكشف الممكن إتجاره ضمن شروط تشغيل مخبرية روتينية. ويضاف إلى ذلك أن القيم الدلالية لا يوصى بها إلا حين تتوافر تقنيات المراقبة اللازمة لإزالة أو خفض تركيز الملوث إلى المستوى المطلوب.

وفي بعض الحالات، وضعت قيم دلالية مؤقتة من أجل مكونات توجد بينات على أن هناك أخطاراً محتملة تنشأ عنها ولكن هذه القيم لا تنطبق إلا في الحالات التي تقل فيها المعلومات المتوافرة حول التأثيرات على الصحة. كما وضعت أيضاً قيم دلالية مؤقتة ل مواد ستكون القيم الدلالية المحسوبة من أجلها (1) دون مستوى التقدير الكمي العملي، أو (2) دون المستوى الممكن تحقيقه من خلال طرائق معالجة عمية. وأخيراً، وضعت قيم

دلائل جودة مياه الشرب

دلالية مؤقتة لمواد معينة عندما يكون هناك احتمال لتجاوز القيم الدلالية نتيجة لإجراءات التطهير

أما الخصائص المتعلقة بجودة طعم الماء وخواصه التنبيهية فتتأثر بالتفصيل الفردي بالإضافة إلى الاعتبارات الاجتماعية والاقتصادية والثقافية ولهذا السبب، وعلى الرغم من إمكانية إعطاء التوجيهات بصدده مستويات المواد غير المقبولة من حيث جودة طعم الماء وخواصه التنبيهية. لم يجر وضع قيم دلالية لمثل هذه المواد في الأحوال التي لا تمثل فيها خطراً محتملاً على الصحة.

لقد وضعت القيم الدلالية الموصى بها على مستوى يوفر الحماية لصحة الإنسان، وقد لا تكون ملائمة لحماية الحياة المائية وتنطبق الدلائل على المياه المعبأة في زجاجات وعلى الجليد المعد للاستهلاك البشري. إلا أنه يتعذر تطبيقها على المياه المعدنية الطبيعية. التي يجب أن يُنظر إليها على أنها من المشروبات أكثر من كونها مياه شرب بالمعنى المألوف للكلمة وقد وضعت لجنة الدونة الغذائية Codex Alimentarius معايير مدونة لمثل هذه المياه المعدنية.

1-3 المعايير الخاصة بانتقاء ملوثات مياه الشرب المتعلقة بالصحة

لقد أدى التسليم بأن المياه الملوثة بالبراز يمكن أن تؤدي إلى نشر العدوى الميكروبية إلى تطوير طرائق حساسة للفحوص الروتينية لضمان خلو المياه المعدة للاستهلاك البشري من التلوث البرازي وعلى الرغم من أنه أصبح من المتيسر الآن الكشف عن العديد من العوامل المرضية في الماء، تظل طرائق العزل والتعداد معقدة ومستهلكة للوقت في كثير من الأحيان. ولذلك لن تكون مراقبة مياه الشرب من أجل كل عامل ممرض محتمل إجراء عملياً أما الأسلوب الأقرب إلى المنطق فهو الكشف عن الكائنات الحية التي توجد بشكل طبيعي في براز الإنسان والحيوانات الأخرى ذوات الدم الحار من حيث كونها مؤشرات على التلوث البرازي، بالإضافة إلى كونها مؤشرات على نجاسة معالجة المياه وتطهيرها. ويجري الحديث عن المؤشرات الجرثومية المتنوعة المستخدمة لهذا الغرض في الفقرة 2-2. ويشير وجود مثل هذه الكائنات الحية إلى وجود مواد برازية، وعليه فإن العوامل المرضية المعوية يمكن أن تكون موجودة وعلى العكس فإن غيابها يشير إلى احتمال عدم وجود العوامل المرضية أيضاً.

لقد تم تحديد الآلاف من المواد الكيميائية العضوية واللاعضوية داخل إمدادات مياه الشرب في أرجاء العالم، والكثير منها ذو تركيز منخفض إلى حد بالغ. ويدخل في المواد الكيميائية التي تم اختيارها من أجل وضع القيم الدلالية تلك المواد التي تعتبر ذات خطر محتمل على صحة الإنسان والمواد التي يتم الكشف عنها بشكل متواتر نسبياً في مياه الشرب، وتلك المواد التي يتم الكشف عنها بتركيزات عالية نسبياً.

وقد تم اشتقاق بعض المواد الكيميائية التي تعتبر ذات خطر محتمل على صحة الإنسان مباشرة من كيميائيات المعالجة أو مواد الإنشاء المستخدمة في نظم إمدادات المياه ويتم التحكم بهذه المواد الكيميائية على أفضل وجه ممكن عن طريق المواصفات المناسبة الخاصة

بالمواد الكيميائية والمواد المستخدمة وعلى سبيل المثال، تستخدم الآن مجموعة واسعة النطاق من متعددات الكهارل مساعدات على التخثر في معالجة المياه، ويمكن لوجود ثملات الموحد غير المتفاعل أن يثير القلق. والكثير من متعددات الكهارل مبني على أساس مكاثير الأكريلاميد والمكثور الإسهامي إذ يوجد في كليهما موحود الأكريلاميد على شكل شائبة زهيدة. وقد تبين أن الكلور المستخدم في التطهير يحتوي في بعض الأحيان على رابع كلوريد الكربون، ويمكن مكافحة هذا النوع من تلوث مياه الشرب على أفضل وجه ممكن بتطبيق الأنظمة التي تحكم جودة المنتجات نفسها بدلاً من جودة المياه ويُفترض في الأنظمة الوطنية الصارمة الموضوعة من أجل جودة مواد الأنابيب، على نحو مماثل، أن تتجنب التلوث المحتمل لمياه الشرب من جراء المكونات الزهيدة في الأنابيب البلاستيكية. أما مكافحة تلوث إمدادات المياه من جراء الأغلفة البلمرة في موضعها وكذلك الأغلفة المستعملة مع مذيب فتستوجب وضع مبادئ ملائمة للممارسة العملية، بالإضافة إلى أعمال الرقابة على جودة المواد المستخدمة

2. الجوانب الميكروبيولوجية

2.1 العوامل ذات الأهمية

2.1.1 العدوى المحمولة بالمياه

تعتبر الأمراض الناتجة عن الجراثيم المرضية والفيروسات الأولية أو الطفيليات من أكثر المخاطر الصحية المرتبطة بمياه الشرب شيوعاً وانتشاراً.

تنتقل الأمراض المعدية في المقام الأول عن طريق المفرغات البشرية والحيوانية. وخصوصاً الفائط. وإذا وجد في المجتمعات حملة للمرض أو حالات مرضية نشطة. عندها سيؤدي التلوث البرازي لمصادر المياه إلى وجود الكائنات الحية المسببة في المياه. وقد يؤدي استخدام مثل هذه المياه في الشرب أو تحضير الطعام أو الغسيل أو الاغتسال. بل استنشاق بخار الماء أو الضباب إلى الإصابة بالعدوى.

2.1.2 العدوى المنقولة بواسطة الفم ذات الأولوية العالية

لقد تم إدراج العوامل المرضية للبشر والتي يمكن أن تنتقل عن طريق الفم من خلال مياه الشرب في الجدول 1 (ص 10). بالإضافة إلى ملخص عن أهميتها الصحية والخصائص الرئيسية لها. أما تلك التي تشكل خطراً مرضية فادحة كلما وجدت في مياه الشرب فتشمل البلمونية، والشيغيلة والإشريكية القولونية (عامل ممرض)، والضممة الهيمية، والبرصية اللهبية للمعي والتولون، والعطيفة الصائمة والعطيفة القولونية والفيروسات المدرجة في الجدول 1، وكل من الطفيليات التالية: الجياردية، وخفية الأبواغ والمتحولة الحالة للنسج والتثنينة المدينية ومعظم هذه العوامل المرضية منتشرة في أنحاء العالم أما فاشيات الكوليرا والعدوى الناتجة عن التثنينة المدينية (دودة غينيا) فمحصورة في أقاليم معينة وتتمتع عملية مكافحة جميع هذه العوامل في المياه المعدة للشرب بأولوية عالية. أما استئصال التثنينة المدينية فهو هدف مسلم به بالنسبة لمجلس الصحة العالمي (قرار مجلس الصحة العالمي رقم 44.5 WHA لعام 1991).

2.1.3 العوامل المرضية الانتهازية والعوامل المرضية المرافقة للمياه

أعطيت العوامل المرضية الأخرى أولوية متوسطة في الجدول 1 أو لم تُدرج فيه. إما لتدني درجة إمرضيتها، إذ تسبب المرض بطريقة انتهازية لدى ذوي المناعة المتدنية أو العليلة أو

2 - الجوانب الميكروبيولوجية

لأن طريق العدوى الرئيسي يكون عن طريق الاحتكاك أو الاستنشاق أكثر منه عن طريق الابتلاع، على الرغم من أنها تسبب أمراضاً خطيرة والعوامل المرضية الانتهازية موجودة بشكل طبيعي في البيئة ولا ينظر إليها من الناحية الشككية على أنها عوامل ممرضة. وهي قادرة على أن تسبب المرض للأشخاص أصحاب الآلية الدفاعية العليقة. سواء أكانت محلية أو عامة مثلما يحدث عند المسنين أو الصغار أو المرضى انصابين بحروق أو جروح ممتدة أو عند من يخضع للعلاج الكايت للمناعة وعند المعايين بمتلازمة نقص المناعة المكتسب (الإيدز). وإذا كان الماء المستخدم من قبل هؤلاء المرضى للشرب أو للاستحمام يحتوي على أعداد كبيرة من هذه الكائنات الحية. عندها يمكن أن يسبب أنواعاً مختلفة من أمراض الجلد والأغشية المخاطية للعين والأذن والأنف والحنجرة ومن الأمثلة على مثل هذه الكائنات الحية الزائفة الزنجارية وأنواع من الصغرية والراكدة والكلبيسية والسرّاتية والغازية القزوية وجراثيم فطرية معينة "بطبنة النمو".

وهذا أمراض خطيرة معينة تنجم عن استنشاق المياه التي تكاثرت فيها الكائنات الحية المسببة نظراً لدرجات الحرارة الدافئة ووجود الغذائية. وهذا يشمل داء الفيلقية والأمراض الناتجة عن أميبات النفلرية الدجاجية (وفي المقام الأول أميبا التهاب السحايا والدماغ) والشوكمية (التهاب السحايا الأميبي، عداوى رئوية).

ويعتبر داء المنشقات (داء البلهارسيا) مرضاً طفلياً خطيراً في المناطق المدارية وشبه المدارية. وينتشر في المقام الأول عن طريق التلامس بالمياه أثناء الاستحمام أو الغسيل إذ تنفذ الذوات المتحررة وهي في طور اليرقة من الحلزون المائي المصاب إلى الجلد. وإذا توفرت مياه الشرب النقية بيسر وسهولة، فسوف تستخدم في الغسيل، وسيحقق هذا فائدة تتمثل في خفض الحاجة إلى استخدام المياه السطحية الملوثة.

ولعل مما يمكن تصوره أنه يمكن لمياه الشرب غير المأمونة، والملوثة بالتربة أو الغائط أن تكون ناقلاً لعدوى طفيلية أخرى مثل القرية القولونية وبعض الديدان (أنواع من المتورقة والمتورقة والمشوكة ولولبية الرحم والأسكارس والملسكة والسهمية والفتاكة والأنكيلوستوما والأسطوانية والشريطية الوحيدة). وعلى كل حال ففي أغلب هذه الحالات، يكون الأسلوب الطبيعى للانتقال عن طريق ابتلاع البيوض الموجودة في الطعام الملوث بالتربة الملوثة بالغائط أكثر مما يكون عن طريق ابتلاع مياه الشرب الملوثة (أما في حال الدودة الشريطية الوحيدة فتكون الإصابة عن طريق ابتلاع الكيسة المذنبة اليرقية الموجودة في لحم الخنزير غير المطهو).

2 - 1 - 4 الديدانات الناشئة عن الزراقم

توجد أزهار الجراثيم الزرقاء (وتدعى عادة بالطحالب الزرقاء الخضراء) في البحيرات والمستودعات المستخدمة للمياه الصالحة للشرب ويمكن أن ينجم عنها ثلاثة نماذج من الديدانات تبعاً للنوع.

دلائل جودة مياه الشرب

الجدول 1 - العوامل المعرضة المنقولة عن طريق الغم والمحمولة بالمياه ودلالاتها بالنسبة إلى إمدادات المياه

العامل المعرض	الأهمية الصحية	الاستمرار في إمدادات المياه ^(١)	المقاومة ^(٢) للتكاثر	الجرعة المتعدية النسبية ^(٣)	مستوى ضروري لحيوان
الحرثوم					
المصيبة العائمية والعطيفة القولونية	عالية	معتدل	منخفضة	معتدلة	نعم
الإشريكية القولونية	عالية	معتدل	منخفضة	عالية	نعم
السلعوبيلة التيفية	عالية	معتدل	منخفضة	عالية ^(٤)	لا
السلعوبيلات الأخرى	عالية	طويل	منخفضة	عالية	نعم
الشيفيلة (نويم)	عالية	قصير	منخفضة	معتدلة	لا
الغدة البهضية	عالية	قصير	منخفضة	عالية	لا
اليرسنية	عالية	طويل	منخفضة	عالية ^(٥)	نعم
الزائفة الزنجارية ^(٦)	معتدلة	يمكن أن تتكاثر	معتدلة	عالية ^(٧)	لا
الغذائية القولونية (نويم)	معتدلة	يمكن أن تتكاثر	منخفضة	عالية ^(٨)	لا
الفيروسات					
انفيروسات التغذية	عالية	٢	معتدلة	منخفضة	لا
انفيروسات المعوية	عالية	طويل	معتدلة	منخفضة	لا
انتهاج الكبد أ	عالية	٢	معتدلة	منخفضة	لا
المنقول معويًا					
فيروسات التهاب الكبد غير أ وغير ب					
التهب الكبد (ي)	عالية	٢	"	منخفضة	لا
فيروس نوروك	عالية	٣	"	منخفضة	لا
الفيروسات المعوية	عالية	٢	"	معتدلة	لا
الحمايات الصغيرة	معتدلة	٢	"	منخفضة ^(٩)	لا

- ^(١) - غير معروف أو غير أكيد
- أ) فترة الكشف من الرحلة الغذائية في مياه درجة حرارتها 20 درجة مئوية قصيرة. حتم أسبوع واحد، معتمد من أسبوع واحد إلى شهر. طويلة: أكثر من شهر.
- ب) عند تعليق الفوائض وهم في المرحلة الغذائية تعلقت حراً داخل مياه مولحت بجزيئات تقطعة وفي أوقات التلاصق. مدمجة معتدلة والعامل يمكن أن لا يكون قد تم إتلافه تماماً، والمقاومة منخفضة. والعامل مصدب بالتلف الكامل
- ج) الجرعة اللازمة لتسبب بالعدوى منه 50% من المتطوعين البائمين استثنين مصحة جيدة قد تخفض إلى قدر واحدة معدية واحدة في حالة بعض الفيروسات.
- د) من خلال تجارب علم منطوعين من البشر (انظر الملقرة 2 - 1 - 7)
- هـ) الطريق الرئيسي للعدوى عن طريق التلاصق الحثوي، ولكن يمكن أن يُعنى عن طريق الدم مريض. السرطان ويكتسب، المذابة

2 - الجوانب الميكروبيولوجية

الجدول 1 - (تابع)

العامل المعرض	الأهمية الحية	الاستمرار في إمدادات المياه ^(١)	المقاومة ^(٢) للكلور	الجرعة المعدية ^(٣) النسبية	مستوى ضروري للحيوان
الأواني					
التحويل لحالة للتسج	عالية	معتدل	عالية	منخفضة	لا
الجراثيم العوية	عالية	معتدل	عالية	منخفضة	نعم
خفية الأنواع الصغيرة	عالية	طويل	عالية	منخفضة	نعم
الديدان					
القيمة المدمية	عالية	معتدل	معتدلة	منخفضة	نعم

- الذيفانات الكبدية، تنتجها أنواع من الكيبيات المكروية والأوسيلاتوريا والأنابينا، والتوديو، ممثلة تمثيلاً نموذجياً بواسطة المايكروسيستين L.R:R الذي يسبب الموت من خلال الصدمة الدورانية مع نزف كبدي جسم خلال 24 ساعة من تناوله.
- الذيفانات العصبية، تنتج عن أنواع من الأنابينا، والأوسيلاتوريا، والنوستوك، والسيلاندروسيبرام، والأفانيزومينون،
- عديدات السكريد الشحمية.

وهناك عدد من التقارير غير المؤكدة حول الآثار الصحية الضارة الناتجة عن الذيفانات الطحلبية الموجودة في مياه الشرب. بما في ذلك دراسة وبائية، حول التلف الكبدي المعتدل العكوس الذي أصاب مرضى الشافي الذين تناولوا مياهاً للشرب من مستودع يحتوي على أزهار واسعة الانتشار وسامة من الكيبيات المكروية الزنجارية ويبدو أن الكربون المنشط والمعالجة بالأوزون هما وحدهما اللذان يزيلان السمية أو يحذان منها، على أن المعرفة يعوقها نقص الطرائق التحليلية الملائمة. والعطيات الموجودة غير كافية لإعطاء توصية للدلائل، إلا أنه جرى التأكيد على الحاجة لحماية مصادر المياه السطحية المجمعة في خزانات من مفرزات الصبوبات الغنية بالغذيات.

2-1-5 الكائنات الحية المؤذية

هناك عدد من الكائنات الحية المختلفة لا أهمية لها فيما يتعلق بالصحة العامة وإلا أنها غير مرغوب فيها لكونها تسبب العكر والطعم والرائحة غير المستحبين، أو لأنها تبدو في صورة حياة حيوانية مرئية في المياه وبالإضافة إلى كونها مرفوضة من حيث المظهر. فهي تشير إلى أن معالجة المياه وحالة الصيانة وإصلاح الشبكة تعانيان من خلل أو نقص. ومن الأمثلة على ذلك ما يلي:

- الأزهار الموسمية للجراثيم الزرقاء، والطحالب الأخرى في المستودعات ومياه الأنهار، التي تعوق التخثر والترشيح مسببة تلوين وتعكير المياه بعد الترشيح،

دلائل جودة مياه الشرب

- في المياه التي تحتوي على أملاح الحديد والمنغنيز، تسبب عملية الأكسدة بواسطة جراثيم الحديد، رواسب بلون الصدأ على جدران الخزانات والأنابيب والقنوات وحرف الرواسب مع المياه.
- الانتكاس الميكروبي للأنابيب الحديدية والفولاذية بفعل جراثيم الحديد والكبريت.
- ظهور طعوم وروائح غير مستحبة مع عتبة منخفضة، مثل جيوسيمين، 2-ميثيل إيزو بورنيول بالشمعيات الفطرية والجراثيم الزرقاء.
- استعمار التجهيزات والأنابيب، ومركبات التوصيل ومواد التبطين الالامعدنية غير المناسبة من قبل كائنات حية مجهرية قادرة على الاستفادة من المركبات العضوية المرتشحة.
- النمو الميكروبي في نظم التوزيع الذي يشجع وجود كربون عضوي سهل التدرُّك حيويًا وقابل للتمثيل في المياه تطلقه غالبًا الظهورات المؤكسدة (الكلور، الأوزون)، يمكن لمثل هذا النمو أن يحتوي على نويج الغازية (*Aeromonas*) الذي يؤدي إلى تفاعلات إيجابية رائحة أثناء الاختبار القلوني.
- احتشار الخطوط الرئيسية لشبكة المياه بأشكال من الحياة الحيوانية التي تتغذى على النمو الميكروبي في المياه أو الوحل، ومثالها القشريات (*Gammarus pulex*).
- نويج المقلوبات الحلزون (*Cyclops spp.*، *Crangonyx pseudogracilis* و *Chydorus sphaericus*)، بلح البحر من الرخويات (*Dreissena polymorpha*)، الحيوان الطحلي (*Planorbella*)، وديدان نيز والديدان الممسودة المدورة ويرقات (*Chironomus spp.*) واليعوض (يعوض البيوت). وفي الطقس الدافئ يمكن أحيانًا للبرشحات الرملية البطيئة أن تطرح اليرقات بواسطة السحب السفلي إلى المياه المرشحة.
- إن المخاطر الصحية الوحيدة التي تم استعرافها إيجابيًا والناجمة عن الحياة الحيوانية في مياه الشرب تنشأ مع المرحلة المتوسطة لدودة غينيا (أو القتينة المدينية)، التي تتطفل على برغوث الماء (الصقلوب).

2-1-6 الاستدامة داخل المياه

بعد أن تغادر جسم المضيف تبدأ العوامل المرضية والطفيليات تدريجياً بفقد عيوشتيتها وقدرتها على الإغذاء. وتكون نسبة البلى عادةً أسية، ويصبح العامل المرضي صعب الكشف بعد فترة معينة. ولا بد للعوامل المرضية نوات الاستدامة المنخفضة أن تلتزم لنفسها بسرعة مضيقاً جديداً وسيكون الانتشار من شخص لآخر عن طريق الاحتكاك أو عن طريق ارتكاب الأخطاء في حفظ الصحة الشخصية أو الغذائية أرجح حدوثاً منه عن طريق تناول من مياه الشرب. وبالنظر إلى انتشار التلوث المبرازي السريع في المياه السطحية عادةً، ستكون أكثر العوامل المرضية الطفيليات المحمولة بالماء شيوعاً هي تلك التي تتميز بدرجة عالية من الإعدائية أو بمقاومة عالية للبلى خارج الجسم. وقد جرى تلخيص موضوع الاستدامة داخل المياه ومقاومة الكلورة في الجدول 1، (ص 10)

2 - الجوانب الميكروبيولوجية

وتتأثر الاستدامة بعدة عوامل أهمها درجة الحرارة. إذ يتسارع البلى بزيادة درجة حرارة المياه ويمكن أن تقوم بدور الوسيط للتأثيرات المميتة للأشعة فوق البنفسجية الموجودة في ضوء الشمس الذي يفعل فعله بالقرب من سطح المياه. لا يمكن للفيروسات والطفيليات في أطوار راحتها (كبيبات، كيسات بيضية بيوض) أن تتكاثر في المياه. وعلى نحو معاكس، يمكن لقادير عالية نسبيا من الكربون العضوي السهل التدرك حيويًا، بالإضافة إلى درجات الحرارة الدافئة وانخفاض التركيزات المتبقية من الكلور، أن تسمح بنمو كل من الفيلقيات (*Legionella*)، والفنلرية الدجاجية (*Naegleria fowleri*)، والشوكبية (*Acanthamoeba*) وكذلك العوامل المرضية الانتهازية والزائفة الزنجارية (*Pseudomonas aeruginosa*)، والغازية (*Aeromonas*). بالإضافة إلى الكائنات الحية المؤذية أثناء توزيع المياه

2 - 1 - 7 الجرعة المعدية

لقد تأكد انتقال العوامل المرضية المذكورة في الجدول 1 بواسطة المياه من خلال دراسات وبائية وتواريخ الحالات ويتضمن جزء من الإثبات الخاص بالإمراضية إعادة إحداث المرض في المضيف المناسب. وتزودنا الدراسات التجريبية حول الإعدادية بمعلومات نسبية كما هو مبين في الجدول 1، إلا أن من المشكوك فيه أن تكون الجرعات المعدية التي تم الحصول عليها عائدة لعدوى طبيعية. ومثال ذلك أنه يمكن شرح العديد من أوبئة الحمى التيفية بمجرد افتراض أن الجرعة المعدية كانت منخفضة جدًا. والأفراد يتميزون تمايزا كبيرا في المناعة. سواء أكانت مكتسبة عن طريق التلامس مع أحد العوامل المرضية أو كانت متأثرة بعوامل مثل العمر أو الجنس أو الحالة الصحية وظروف المعيشة ومن المحتمل أن تكون العوامل المرضية متباعدة ومختلطة في مياه الشرب على نطاق واسع، مع تعرض عدد كبير من الناس لأعداد منها ضئيلة نسبيا وعليه فمن المحتمل أن تكون الجرعات المعدية الدنيا ونسب النوبات أقل من تلك الموجودة في الدراسات التجريبية. إذا تلوث الطعام بمياه تحتوي على عوامل مرضية يمكن أن تتكاثر فيما بعد أو أصيب شخص مستعد بالعدوى من المياه مما يؤدي فيما بعد إلى إصابة آخرين من خلال احتكاك شخص بآخر. عندها قد يكون تأثير المياه البشري أمرا غير مشكوك فيه. ولذا ترتبط تحسينات إمدادات المياه وحفظ صحة البيئة، والحفاظ على الصحة ارتباطا وثيقا بمكافحة الأمراض في المجتمع المحلي.

وتفيد الطبائع المتعددة العوامل لكل من العدوى والمناعة أنه لا يمكن استخدام المعطيات التجريبية الناتجة عن الدراسات الخاصة بالأوبئة والإعدادية للتنبؤ بالجرعة المعدية أو المخاطر المحتملة بشكل دقيق. وعلى أية حال، فقد تم استخدام نماذج (وضع نماذج) مبنية على نتائج دراسة الاحتمالات للتنبؤ بتأثيرات معالجة المياه في خفض نسب النوبات الناجمة عن جرعات منخفضة جدًا من الفيروسات والجيارديات (*Giardia*) ومن ثم التأكيد على معايير معالجة المياه.

2 - 1 - 8 القيم الدلالية

تنصف العوامل المرضية بخصائص متعددة تميزها عن الملوثات الكيميائية:

- العوامل المرضية متفصلة وليست على شكل محلول.

دلائل جودة مياه الشرب

- العوامل المرضية تكون عادة متلاحمة أو لاصقة على الأجسام الصلبة العالقة في المياه، بحيث لا يمكن التنبؤ باحتمال اكتساب جرعة مغذية من خلال معدل تركيزها في المياه.
- يتوقف رجحان نجاح التحدي الصادر عن عامل مرض والمؤدي للعدوى على اغترابية هذا العامل الممرض وقوته كما يتوقف على مناعة الفرد.
- عند حدوث العدوى تبدأ العوامل المرضية بالتكاثر في مضيفها. وهناك جراثيم مرضية يمكن أن تتكاثر في الطعام أو المشروبات بشكل يديم، بل يزيد فرص العدوى.
- خلافا لكثير من العوامل الكيميائية، تظل استجابة جرعة العامل المرض لا تراكمية وبسبب هذه الخصائص ليس هناك حد أدنى مقبول بالنسبة للعوامل المرضية. وعليه فإن المياه المدة للاستهلاك أو تحضير الطعام أو الشرب أو لحفظ الصحة الشخصية يجب أن لا تحتوي على عوامل مرضية للإنسان. ويمكن الحصول على المياه الخالية من العوامل المرضية عن طريق اختيار مصادر مياه عالية الجودة وغير ملوثة ومن خلال المعالجة والتطهير الفعاليين للمياه المعروفة بأنها ملوثة بالغاائط البشري أو الحيواني. وكذلك من خلال ضمان بقاء المياه خالية من التلوث أثناء توزيعها على المستهلكين. ومثل هذه السياسة تقيم حواجز متعددة أمام انتقال المرض (انظر الفصل 6 من أجل مزيد من المناقشة المفصلة لفهوم الحواجز المتعددة).

وكما أثير في الفقرة 1 - 3، بالرغم من إمكانية الكشف عن العوامل المرضية بالطرائق المناسبة ويظل من الأيسر إجراء اختبار وجود الجراثيم التي تشير على وجه التحديد إلى وجود التلوث الغائطي وإلى فعالية معالجة وتطهير المياه (انظر الفقرة 2 - 2). وينتج عن ذلك أن المياه المدة للاستهلاك البشري لا يجوز أن تحتوي على أي من هذه الجراثيم. وفي الأغلبية العظمى من الحالات، توفر مراقبة مؤشرات الجراثيم عاملاً كبيراً للسلامة نظراً لضخامة أعدادها في المياه الملوثة، وهذا ما دعمته التجربة على مدى سنوات عديدة.

2.2 المؤشرات الجرثومية لجودة المياه

2.2.1 المقدمة

تظل الفحوصات المتواترة الخاصة بالكائنات الحية في المؤشر البرازي أكثر الطرق حساسية ومناوغة في تقييم جودة المياه المتعلقة بحفظ الصحة ولا بد لجراثيم المؤشر البرازي أن تحقق معايير معينة لكي تسفر عن نتائج ذات دلالة معينة، ويجب أن يكون لها وجود شامل وبأعداد كبيرة في براز الإنسان والحيوانات ذوات الدم الحار. وأن يكون الكشف عنها ممكناً بسهولة بالطرق البسيطة. كما يجب أن لا تنمو في المياه الطبيعية. وفضلاً عن ذلك، فمن الضروري أن تكون استدامتها في الماء ودرجة إزالتها عند معالجة المياه مشابهة لدرجة الإزالة في العوامل المرضية المحمولة بالمياه. والكائنات الحية الرئيسية لمؤشر التلوث البرازي موصوفة فيما يلي بإيجاز وهي: الإشريكية القولونية، المتحملة للحرارة وغيرها من الجراثيم القولونية، والعقديات البرازية وأبواغ البطائيات المخفضة للكبريتيت. أما تفاصيل المؤشرات الميكروبية الإضافية لجودة المياه، مثل الجراثيم القوية التغذي في مزرعة التعداد وعائيات الجراثيم والعوامل المرضية الانتهازية والعوامل المرضية الصريحة فهي مبينة في الجزء 2 من "دلائل جودة مياه الشرب".

2 - الجوانب الميكروبيولوجية

2 - 2 - 2 مبادئ عامة

على الرغم من أن المعايير المبيئة آنفاً بخصوص المؤشر البرازي المثالي لم تجر تليبيتها جميعاً من جهة أي كائن واحد من الكائنات الحية. فإن الكثير منها قد تحقق من جهة الإشريكية القولونية وبدرجة أقل من قبل الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة. وتحقق العقديات البرازية بعض المعايير وإن لم يكن ذلك بالقدر ذاته الذي تحققه الإشريكية القولونية. ويمكن استخدامها كمؤشرات تكميلية للتلوث البرازي أو فعالية المعالجة في ظروف معينة. يوصى بأن تكون الإشريكية القولونية مؤشر الخيار الأول عندما تكون موارد الفحص الميكروبيولوجي محدودة. ولما كان من المعروف أن الفيروسات المعوية وخفيات الأبواغ والجيارديات في طور الراحة لكل من هاتين الأخيرتين، والأميبات وغيرها من الطفيليات أكثر مقاومة للتطهير من الإشريكية القولونية والعقديات البرازية، فإن غياب الكائنات الحية الأخيرة لن يشير بالضرورة إلى خلو البراز من الكائنات الحية المذكورة. ويمكن استخدام الأبواغ المطثيات الخفضة للكبريتيت متثابطة إضافية في هذا الصدد.

2 - 2 - 3 الإشريكية القولونية والجراثيم القولونية

الإشريكية القولونية

تنتمي الإشريكية القولونية إلى فصيلة الأمعانيات، وتتميز بأن فيها أنزيمات (β -galactosidase و β -glucuronidase)، وهي تنمو في درجة حرارة 44 - 45 درجة مئوية. في أوساط معقدة وتُخمر اللاكتوز والمانيتول مع طرح حمض وغازات كما تنتج الاندول من التربتوفان ويمكن أن تنمو بعض ذراتها عند درجة حرارة 37 درجة مئوية، ولكنها لا تنمو في درجة حرارة 44 - 45 درجة مئوية وبعضها لا يطلق غازاً ولا تنتج الإشريكية القولونية الأكسيداز ولا تحلل اليوريا بالماء. ويعتبر الاستعراف الكامل الإشريكية القولونية مفرطاً في التعقيد فيما يتعلق بالاستخدام الروتيني. ولذلك جرى تطوير اختبارات خاصة لاستعراف الكائن الحي بسرعة وبدرجة عالية من اليقين. وتم تقييم بعض هذه الطرائق على المستويات الدولية والوطنية واعتمدت في الاستعمال الروتيني، على حين مازالت الأخرى في مرحلة التطوير أو التقييم.

وتكثر الإشريكية القولونية في براز الإنسان والحيوان، حيث يمكن أن تشكل تركيزاً في براز جديد بنسبة 10⁸ بالغرام الواحد. كما توجد في مياه المجاري والصوبيات المعالجة وكذلك في جميع أنواع القرية والمياه الطبيعية المعرضة لتلوث برازي حديث. سواء من قبل البشر أو الزراعة أو الحيوانات المتوحشة والطيور. وقد أشير مؤخراً إلى أن الإشريكية القولونية يمكن أن توجد. بل تتكاثر في المياه الدارية التي لا تتعرض للتلوث بالبراز البشري. وحتى في المناطق النائية إلى أبعد الحدود لا يمكن أبداً استبعاد التلوث البرازي من جوار الحيوانات غير المستأنسة بما في ذلك الطيور. ونظراً لأن بإمكان الحيوانات نقل العوامل الممرضة المعدية للإنسان فمن الواجب عدم تجاهل وجود الإشريكية القولونية أو الجراثيم القولونية المقاومة للحرارة، إذ يضل هناك افتراض مؤداه أن المياه قد تلوثت بالبراز وأن المعالجة لم تكن مجدية

دلائل جودة مياه الشرب

الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة

تعرف هذه الجراثيم بأنها مجموعة الكائنات الحية القولونية القادرة على تخمير اللاكتوز في درجة حرارة 44 - 45 درجة مئوية، وتشمل جنس الإشريكية وبدرجة أقل أنواع الكلبسيلا والأمعائية، والليمونية. وخلافاً للإشريكية القولونية يمكن للقولونيات المتحملة للحرارة أن تتكاثر في المياه الغنية عضوياً مثل الصبوبات الصناعية أو المواد النباتية المتحللة والقريبة على اختلاف أنواعها. ولهذا السبب، لا يعتبر المصطلح المستخدم كثيراً وهو القولونيات "البزازية" صحيحاً، ويجب وقف استعماله.

إن عودة الكائنات الحية القولونية المتحملة للحرارة إلى النمو داخل نظام التوزيع أمر غير محتمل ما لم تكن هناك غذيات جرثومية كافية أو في حالة وجود مواد غير مناسبة متعلقة بالمياه المعالجة، مع ارتفاع درجة حرارة المياه إلى أكثر من 13 درجة مئوية، ومع عدم وجود كلور متبق حر.

ترتبط تركيزات القولونيات المتحملة للحرارة، في معظم الظروف، ارتباطاً مباشراً بتركيزات الإشريكية القولونية. ولذلك ينظر إلى استعمالها في تقييم جودة المياه على أنه مقبولاً للأغراض الروتينية. ويجب ألا تغيب عن الأذهان محدوديتها فيما يتعلق بالتنوع عند تفسير المعطيات ولا بد من تنفيذ الكشف النوعي عن الإشريكية القولونية بواسطة اختبارات إضافية تأكيدية أو بواسطة طرائق مباشرة، كما هو مبين في مراجع البحث، في حالة وجود أعداد كبيرة من القولونيات المتحملة للحرارة مع عدم وجود مخاطر صحية يمكن الكشف عنها. وتُنصح المخابر المرجعية الوطنية بفحص المناوعة في اختبار القولونيات المتحملة للحرارة فيما يخص الإشريكية القولونية في ظروف محلية وذلك عند تطوير طرائق معيارية وطنية.

ولما كانت الكائنات الحية القولونية المتحملة للحرارة يمكن الكشف عنها بيسر وسهولة، فهي تقوم بدور ثانوي هام من حيث كونها مؤشرات دالة على فعالية عمليات معالجة المياه في إزالة الجراثيم البزازية. وعليه يمكن استخدامها في تقدير درجة المعالجة اللازمة للمياه التي تختلف درجات جودتها ولتحديد أهداف الأداء الخاصة بإزالة الجراثيم (انظر الفقرة 2 - 3).

الكائنات الحية القولونية (القولونيات على وجه الإجمال)

تم تمييز الكائنات الحية القولونية منذ عهد بعيد من حيث كونها مؤشرات ميكروبية مناسبة دالة على مدى جودة مياه الشرب ويرجع ذلك، إلى حد بعيد لسهولة الكشف عنها وتضاعفها في المياه. ويشير مصطلح "الكائنات الحية القولونية" إلى الجراثيم سلبية الغرام، العصوية الشكل، القادرة على النمو مع وجود أملاح الصفراء أو العوامل النشطة الأخرى في المياه السطحية التي تتمتع بخصائص مثبطة للنمو مشابهة، وقادرة على تخمير اللاكتوز في درجة حرارة 35 - 37 درجة مئوية مع إنتاج الغاز والحمض والأندهد خلال 24 - 48 ساعة وهي أيضاً سلبية الأكسيداز وغير مشكلة للأبواغ. وتعتبر الجراثيم القولونية، بحكم تعريفها، ذات نشاط ألفا - غالاکتوزيدازي (β -galactosidase).

2 - الجوانب الميكروبيولوجية

وكانت الجراثيم القولونية ينظر إليها: بحكم التقليد المتبع، على أنها تنتمي إلى أجناس الإشريكية والليمونية والأمعابية والكلبسيلا. وتعتبر هذه المجموعة بموجب التحديد الوارد في الطرائق التصنيفية الحديثة متغايرة العوامل. وهي تشمل بكتيريا تخمير اللاكتوز مثل الأمعابية المذقية. والليمونية الفرويندية، والتي يمكن أن توجد في كل من البراز والبيئة (المياه الغنية بالغذيات، والتربة والمواد النباتية المتحللة)، وكذلك في مياه الشرب مع وجود تركيزات عالية نسبياً للغذيات. بالإضافة إلى الأنواع التي يندر وجودها في البراز، إن وجدت على الإطلاق. ويمكن أن تتكاثر في مياه الشرب ذات الجودة النسبية منها على سبيل المثال. الميراثية (*Serratia fonticola*)، والراهنية المائية (*Rahnella aquatilis*). والبوتيوكسميلة الرينية (*Butriaxella agrestis*).

إن وجود كل من الجراثيم اللابرازية التي تتناسب مع تعريفات الجراثيم القولونية والجراثيم القولونية سلبية اللاكتوز يحد من قابلية استخدام هذه المجموعة كمؤشر للتلوث البرازي. يجب أن لا يكون من الممكن الكشف عن الجراثيم القولونية في إمدادات المياه المعالجة. وإذا وجدت، فهذا يشير إلى أن المعالجة لم تكن كافية أو إلى تلوث حدث بعد المعالجة أو أن هناك إفراطاً في الغذيات. ولذلك يمكن استخدام اختبار الجراثيم القولونية كمؤشر لفعالية المعالجة وسلامة نظم التوزيع. وعلى الرغم من أنه قد لا يكون من الممكن دائماً الربط المباشر بين الكائنات الحية القولونية والتلوث البرازي أو العوامل المرضية في مياه الشرب، فإن اختبار القولونيات يظل مفيداً لمراقبة النوعية الميكروبية لإمدادات مياه الأنابيب المعالجة وفي حالة وجود أي شك. وخصوصاً عند الكشف عن الكائنات الحية القولونية، مع غياب الكائنات الحية القولونية المتحملة للحرارة والإشريكية القولونية، يمكن عندها إجراء استعراض لمستوى الأنواع أو التحاليل لكائنات حية مؤشرة أخرى وذلك لتقصي طبيعة التلوث. كما يحتاج الأمر إلى إجراء عمليات تفتيش صحي.

2 - 2 - 4 - العقديات البرازية

يشير مصطلح "العقديات البرازية" إلى العقديات الموجودة بوجه عام في براز الإنسان والحيوان وتحتوي جميعها على مستضد (Lancefield)، المجموعة د. أما من الناحية التصنيفية، فهي تنتمي إلى أجناس المكورة المعوية والعقدية لقد تعرض تصنيف المكورات المعوية في الآونة الأخيرة لتغييرات هامة، ومازلنا نفتقر إلى المعرفة بالتفاصيل البيئية للعديد من الأنواع الجديدة. ويشمل جنس المكورات المعوية الآن جميع العقديات التي تشترك في خصائص كيميائية حيوية معينة وتعتبر ذات تحمل واسع النطاق لشروط النمو المضادة وتشمل الأنواع التالية المعوية الطيرية (*E. avium*, *E. casseliflavus*, *E. cecorum*, *E. durans*, *E. mundtii*, *E. malodoratus*, *E. hirae*, *E. gallinarum*, *E. faecium*, *E. faecalis* و *E. solitarius*). ومعظم هذه الأنواع ذات أصل برازي ويمكن اعتبارها بشكل عام بمثابة مؤشرات نوعية للتلوث بالبراز البشري في كثير من الظروف العملية ويمكن. على أية حال، عزلها عن البراز الحيواني. وهناك أنواع ونويعات معينة مثل (*E. faecalis*, *E. casseliflavus* و *E. solitarius* var. *liquefaciens*) تظهر بشكل رئيسي على المواد النباتية.

دلائل جودة مياه الشرب

أما في جنس العقديات فلا تتميز بمجموعة المستضد "د" سوى العقدة البترية والعقدية الخيلية وهما من أفراد مجموعة العقديات البرازية. ومصدرها الرئيسي هو البراز الحيواني. وقلما تتكاثر العقديات في المياه الملوثة وهي أكثر استدامة من الإشريكية القولونية وجراثيم القولونيات. أما قيمتها الرئيسية في فحص جودة المياه فتتمثل في كونها مؤشرات إضافية لفعالية المعالجة. وبالإضافة إلى ذلك تعد العقديات عابية المقاومة للجفاف وقد تكون ذات قيمة في المراقبة الروتينية بعد تمديد خطوط رئيسية جديدة أو إجراء إصلاحات في نظم التوزيع أو عند الكشف عن التلوث الناتج عن تسرب الماء السطحي نحو القاع أو تسرب المياه السطحية.

2-2-5 المطثيات المخفزة للسلفيت

وهذه كائنات حية لاهوائية، مشكلة للأبواغ، وأكثر أنواعها تمثيلاً لخصائصها المطثية الحاطمة (*C. welchii*). وتوجد عادة في البراز، على الرغم من كون أعدادها أقل بكثير من الإشريكية القولونية. وهي ليست من أصل برازي على سبيل الحصر ويمكن اشتقاقها من مصادر بيئية أخرى وتظل الأبواغ المطثية حية في المياه فترة أطول من الكائنات الحية العائدة إلى المجموعة القولونية وتقاوم التطهير. ويمكن أن يشير وجودها في المياه المظيرة إلى وجود نقائص أو عيوب في المعالجة وإلى تآكل العوامل المرضية المقاومة للتطهير من المعالجة. وقد يشير وجود المطثية الحاطمة بشكل خاص في إمدادات المياه التي تم ترشيحها إلى وجود عيوب في عملية الترشيح ونظراً لطول عمرها تعتبر أفضل مؤشر يدل على التلوث المتقطع أو التلوث عن بعد. وهذا ما يضاف عليها قيمة خصوصية ولكن لا يوصى بها من أجل عمليات المراقبة الروتينية في نظم التوزيع. ونظراً لأنها تنزع إلى البقاء والتراكم، يمكن الكشف عنها بعد مدة طويلة من التلوث وبعيدا عنه وبذلك تعطي إنذارات كاذبة.

2-2-6 عاثية العضية القولونية والمؤشرات البديلة الأخرى

اقترحت عاثيات العضية القولونية لتكون مؤشرات لجودة المياه نظراً لمساهمتها للعمليات المعوية البشرية وسهولة الكشف عنها في المياه. وجرت دراسة مجموعتين منها دراسة مستفيضة وهما: العاثيات الجسدية التي تعدي ذراري مضيف الإشريكية القولونية من خلال المستقبلات ذوات الجدار الخلوي، وعاثيات (F) المناوعة للحمض النووي الريبي (RNA) التي تصيب ذراري الإشريكية القولونية والبكتيريا ذات العلاقة بها عن طريق شعيرات الخصوبة والشعيرات الجنسية. ولا يظهر أي منها بأرقام عالية في البراز البشري أو الحيواني الجديد ولكنها تكثر في مياه المجاري وتتمثل دلالتها في كونها تمثل مؤشرات لتلوث مياه المجاري بالمقارنة مع المؤشرات الجرثومية، كمؤشرات إضافية لفعالية المعالجة أو حماية المياه الجوفية.

وتوجد مجموعة الشقاوات والمصوانيات الهشة (*Bacteroides fragilis*) بأعداد كبيرة جداً في البراز ولكنها لا تعتبر مؤشرات مناسبة للتلوث البرازي (انظر الجزء 2) لأنها تبلى داخل المياه بسرعة أكبر من الجراثيم القولونية وكذلك لأن طرائق الفحص لا يمكن أن يعمل عليها كثيراً ولم يجر تقييها

2 - الجوانب الميكروبيولوجية

2-2-7 طرائق الكشف

يوفر الفحص الميكروبيولوجي أكثر المؤشرات للتلوث في مياه الشرب حساسية، وإن لم يكن أسرعها وتعتبر، خلافاً للتحاليل الكيميائية أو الفيزيائية، بحثاً عن أعداد صغيرة جداً من الكائنات الحية القابلة للنمو وليست بحثاً عن كيان كيميائي محدد أو خاصية فيزيائية ولما كان وسط النمو وشروط الحضانة بالإضافة إلى طبيعة وعمر عينة المياه يمكنها التأثير على الأنواع المعزولة والتعداد، فإن الفحوص الميكروبيولوجية قد تكون دقتها متغيرة. وهذا يعني أن تقييس الطرائق والإجراءات المخبرية عامل غاية في الأهمية إذا كانت المعايير الخاصة بجودة الفحص الميكروبيولوجي للمياه ستكون موحدة في مخابر مختلفة وعلى الصعيد الدولي ويجب تقييم الطرائق المعيارية الدولية في الظروف المحلية قبل اعتمادها في برامج الترسد الوطنية. وهناك طرائق معيارية متوافرة. مثل تلك الخاصة بالمنظمة الدولية للتقييس (ISO) (الجدول 2)، التابعة لجمعية الصحة العامة الأميركية (APHA) والطرائق الخاصة بإدارة الصحة والتأمين الاجتماعي في المملكة المتحدة. ومن الرغبة فيه استخدام الطرائق المعيارية الموضوعية للفحوصات الروتينية. وأيضاً كانت الطريقة المختارة للكشف عن الإشريكية القولونية والمجموعة القولونية، فلابد من استخدام بعض الخطوات لإنعاش أو إنقاذ الذراري القالفة من جراء البيئة أو المطهرات. مثل فترة ما قبل الحضانة لفترة قصيرة وبدرجة حرارة أقل.

الجدول 2 - المنظمة الدولية للتقييس (ISO)
المعايير الخاصة بكشف وتعداد جراثيم المؤشر البرازي في المياه

المنظمة الدولية للتقييس	رقم المعيار	العنوان (جودة المياه)
1986 - 1	6461	الكشف عن الأبواغ اللاحيوانية الخافضة للكبريتيت (الطغيات) وتعدادها - الجزء 1 طريقة الإنهاء في وسط سائل
1986 - 2	6461	كشف وتعداد أبواغ اللاحيوانات الخافضة للكبريتيت (الطغيات) - الجزء 2 طريقة الترشيع الغشائي
1985	7704	تقييم المرشحات الغشائية المستخدمة في التحاليل الميكروبيولوجية
1984 - 1	7899	كشف وتعداد العقديات البرازية - الجزء 1 طريقة الإنهاء في وسط سائل
1984 - 2	7899	كشف وتعداد العقديات البرازية - الجزء 2 طريقة الترشيع الغشائي
1990 - 1	9508	كشف وتعداد الكائنات الحية القولونية والكائنات الحية القولونية المتحملة للحرارة والإشريكية القولونية الغنية - الجزء 1: طريقة الترشيع الغشائي
1990 - 2	9508	كشف وتعداد الكائنات الحية القولونية والكائنات الحية القولونية المتحملة للحرارة والإشريكية القولونية الغنية - الجزء 2: طريقة الأنبوب المتمد (الرقم الأكثر احتمالاً)

3.2 توصيات

2 - 3 - 1 مبادئ عامة

يتوقف تأمين الإمداد بمياه شرب مأمونة إما على استخدام مياه جوفية ذات جودة عالية، محمية، وإما على سلسلة من المعالجات المختارة بشكل صحيح، والقدرة على تخفيض العوامل وغيرها من الملوثات إلى المستويات التي يمكن إهمالها، مع عدم الإضرار بالصحة ويجب أن توفر نظم المعالجة حواجز متعددة لانتقال العدوى. كما يجب أن تكون العملية السابقة على التطهير النهائي قادرة على إنتاج مياه ذات جودة ميكروبيولوجية عالية. بحيث يصبح التطهير الختامي بمثابة الإجراء الوقائي النهائي. ويكون التطهير أكثر فعالية أيضا إذا سبقت معالجة المياه لإزالة العكر وإزالة المواد التي تستدعي الحاجة إلى مطهر أو القدرة على حماية العوامل الممرضة من التطهير قدر المستطاع.

ويقوم البحث عن مؤشرات ميكروبية للتلوث البرازي على مفهوم "المأمونية" عند التعطل، وبعبارة أخرى. إذا تبين وجود المؤشرات البرازية، عندها يجب أيضا افتراض أن العوامل الممرضة يمكن أن تكون موجودة أيضا. ولهذا السبب. لا يجوز أبدا أن تكون جراثيم المؤشر البرازي موجودة في المياه المعالجة المقدمة للمستهلك. وأي كشف عنها يجب أن يفضي إلى إجراء فوري للكشف عن السبب واتخاذ الإجراء العلاجي.

إن الإشرافية القولونية هي الأكثر منوعة والأسهل كشفا على الإطلاق بين جراثيم المؤشر البرازي كما أنها هي الموجودة بأكثر الأعداد في البراز ولذلك يوصى بها على أنها المؤشر المختار لمياه الشرب ويمكن استخدام اختبار القولونيات المتحملة للحرارة كبديل لاختبار الكشف عن الإشرافية القولونية. كما يوصى بالجراثيم القولونية المتحملة للحرارة كمؤشرات لفعالية عمليات معالجة المياه في إزالة العوامل الممرضة المعوية والجراثيم البرازية وفي تصنيف جودة مياه الشرب لاختبار شدة المعالجة المطلوبة. ولا يجوز أن يكون هناك وجود لإجمالي الجراثيم القولونية في إمدادات المياه المعالجة، وإذا وجد، فهذا يشير إلى أن المعالجة لم تكن كافية، أو إلى حدوث تلوث بعد المعالجة أو وجود غذيات زائدة.

2 - 3 - 2 اختيار عمليات المعالجة

لا يمكن اختيار عمليات المعالجة لتلبية الاحتياجات الميكروبيولوجية والكيميائية إلا بعد إجراء مسح تفصيلي دقيق للمصدر ولتجمع الماء، كما هو مبين في الفقرة 2 - 6، بما في ذلك تقييم مصادر التلوث المحتملة. ويمكن استخدام دراسات المسح الجرثومية الموسعة لإدخال انفصال وظروف الطقس المختلفة للمساعدة في الاختيار. وسوف يمهّد النقص الجرثومي المنتظم لمياه المصادر بعد التفويض بتشغيل وحدة المعالجة لاتجاهات طويلة الأمد في الجودة وستشير إلى ما إذا كان هناك حاجة لإعادة النظر في المعالجة المنفذة.

2 - 3 - 3 أهداف المعالجة

يتطلب مفهوم الحواجز المتعددة في معالجة المياه (انظر الفصل 6) أن تكون عملية إزالة العوامل الممرضة والملوثات والركبات الدروكة حيويًا كاملة قدر الإمكان قبل التطهير الختامي. ويعطي الجدول 3 مثالاً عن أهداف الأداء الخاصة بالعمليات النموذجية لمعالجة المياه في

2 - الجوانب الميكروبيولوجية

المدن . مبنياً على أساس التحميلات وإزالة العكر والجراثيم القولونية المتحملة للحرارة يمكن تلبية مستويات الأداء هذه وتجاوزها بشكل مريح في التشغيل الطبيعي . ومن المؤكد أن تسلسل العمليات الواردة في الجدول 3 ليس إلا مثالا واحدا على توليفات كثيرة ممكنة من العمليات المستخدمة في الممارسة العادية

جدول 3 - مثال يوضح مستوى الأداء الممكن تحقيقه في إزالة العكر والجراثيم القولونية المتحملة للحرارة خلال المعالجة التقليدية للمياه في المدن

المرحلة والعمليّة		المعكّر		الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة	
الإزالة ^(أ)	معدل التخمير	التخمير الأقصى	الإزالة ^(ب)	معدل التخمير	معدل التخمير الأقصى
(%)	(NTU) ^(أ)	(NTU) ^(ب)	(%)	(نك/ 100 مل)	(نك/ 100 مل)
الصفية الجهرية	غير قابل للتطبيق ^(أ)	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق
المعالجة المسبقة ^(أ)	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	99.9<	1000	10 000
التخثر والتسريب ^(أ)	90	50	300	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق
الترويض السريع ^(أ)	80<	5	30	1	10
انكلورة الخشامية	غير قابل للتطبيق	1	99.9<	1>	2
توزيع الخطوط الرئيسية	غير قابل للتطبيق	1>	5>	1>	1>

(أ) الأداء المطلوب

(ب) NTU وحدة قياس العكر

جـ) NA غير قابل للتطبيق العملية غير مصممة لإزالة العكر وأما الجراثيم المصنفة الجهرية فتزيل الطحالب الجهرية والعوالق الحيوانية.

د) المعالجات المسبقة التي يمكن أن تؤدي إلى تخفيضات كبيرة في الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة من التخزين في مستويات لمدة 3 - 4 أسابيع والتطهير المسبق.

هـ) يجب أن تتوقع أن يزيل التخثر والتسريب والترويض السريع إذا أخذت هذه العمليات معاً 99.9% من الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة.

ويمكن أيضاً تطبيق مفهوم الحواجز المتعددة على معالجة المياه في المناطق الريفية والناضق الثانية أيضاً . ويقدم الجدول 4 مثالا على أهداف المعالجة لثل هذه المنشآت .

2-3-4 القيم الدلالية

من الأمور ذات الأهمية البالغة فهم الأسباب الخاصة باعتماد القيم الدلالية القالية لمياه الشرب فيما صحيحاً وتطبيق هذه القيم الدلالية مع ربطها بالمعلومات المبينة أدناه في الجزء 2

دلائل جودة مياه الشرب

جدول 4 - مثال عن أهداف الأداء الخاص بإزالة العكر والجراثيم القولونية المحملة للحرارة في معالجة المياه على نطاق ضيق

المرحلة والعملية		العكس		الجراثيم القولونية المحملة للحرارة	
الإزالة ⁽¹⁾	معدل التخميل ⁽²⁾	التخميل الأقصى ⁽³⁾	الإزالة ⁽¹⁾	معدل التخميل ⁽²⁾	التخميل الأقصى ⁽³⁾
(%)	(NTU)	(NTU)	(%)	(لكل 100 مل)	(لكل 100 مل)
غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق
50	60	600	50	1000	10 000
80	30	300	90	500	5000
90	6	60	95	50	500
غير قابل للتطبيق	1	5	99.9	3	25
غير قابل للتطبيق	1	5	غير قابل للتطبيق	1	1

أو الأداء المطلوب

NTU وحدات قياس العكر

NA غير قابل للتطبيق المعينة غير مصممة لإزالة العكر و/أو الجراثيم

النوعية الجرثومية

لا يجوز أن تحتوي المياه المعدة للشرب أو للأغراض المنزلية على أي من العوامل الممرضة المنقولة بواسطة المياه. وبما أن الإشريكية القولونية هي المؤشر الجرثومي الأكثر تنوعاً والأكثر عدداً في التلوث البرازي الناجم عن البشر والحيوانات، لذلك يجب أن لا تحتوي عينات 100 مل من أي مياه معدة للشرب على الإشريكية القولونية أو الكائنات الحية القولونية المحملة للحرارة (انظر الملحق 2، الجدول م 2 - 1).

يبقى هذا المعيار ممكن التحقيق بيسر وسهولة بواسطة معالجة المياه (انظر الجزء 6 - 3). لقد أوضحنا في صدر كافة أوبئة الأمراض المحمولة بالمياه أن النوعية الجرثومية للمياه لم تكن مرضية وأن هناك بيئة على الإخفاق في التطهير الختامي.

وقد تتدهور الجودة البكتريولوجية للمياه أثناء التوزيع ويمكن للجراثيم القولونية عدا الإشريكية القولونية، أن تظهر في إمدادات المياه التي عولجت معالجة غير كافية، أو في تلك الإمدادات التي تلوّثت بعد مغادرة وحدة المعالجة نتيجة نمو الشُّغلات أو نتيجة لمواد غير مناسبة ذات تماس مع المياه (كالحلقات المعدنية أو الطماطية والحشوات والمزقات والواد البلاستيكية والملدنات، على سبيل المثال). كما يمكنها الدخول من خلال التربة أو المياه الطبيعية عن طريق الحمامات والسدادات التي يتسرب منها الماء والخطوط الرئيسية التي جرى إصلاحها أو الدفق الارتدادي. مثل هذا النمط من التلوث هو الذي يعدّ حدوثه أكثر

2 - الجوانب الميكروبيولوجية

احتمالاً عندما تكون المياه غير معالجة أو غير مطهرة أو حيث تكون المظفرات محدودة أو لا يكون هناك مطهر متبقي ويمكن التساهل حيال الظهور الأحيائي للكائنات الحية القولونية في نظم التوزيع حتى نسبة 5% من العينات المأخوذة على مدى 12 شهراً على أن لا تكون الإشريكية القولونية موجودة (الجدول م 2 - 1 الصفحة 177) ويجب التأكيد على أن أي ظهور نظامي للكائنات الحية القولونية يفترض أن يكون باعثاً للقلق ويجب استقصاؤه.

نوعية الفيروسات

يجب أن تكون مياه الشرب خالية خلواً كاملاً من الفيروسات المعوية لضمان عدم تزايد الأخطار التي قد يتم التغاضي عنها والتي تنطوي على احتمال انتقال الأمراض الفيروسية. ويعد أي مصدر لمياه الشرب معرضاً للتلوث البرازي الذي يطرح احتمالاً لخطر المرض الفيروسي على المستهلكين. وهناك أسلوبان يمكن استخدامهما لضمان تخفيض خطر المرض الفيروسي إلى الحد الأدنى الممكن. وهما: تأمين مياه الشرب من مصدر تم التحقق من خلوه من التلوث البرازي، أو المعالجة الكافية للمياه الملوثة بالبراز لخفض الفيروسات المعوية إلى أدنى مستوى مقبول.

لقد أظهرت الدراسات الفيروسية أنه يمكن لمعالجة مياه الشرب أن تخفض مستويات الفيروسات خففاً كبيراً ولكن لا يمكنها إزالتها تماماً من أحجام بالغة الاتساع من المياه. وتوفر التحاليل الفيروسية والوبائية والتحليلات المتعلقة باحتمالات الأخطار معلومات هامة. على الرغم من أنها ما تزال غير كافية لاشتقاق معايير مباشرة وكمية عن الفيروسات. لا يمكن أن يوصى بمثل هذه المعايير للاستخدام الروتيني نظراً لكلفتها وتعقدها والطبيعة الطويلة لتحاليل الفيروسات، ولحقيقة أنها لا تستطيع أن تكشف عن الفيروسات ذات الصلة الوثيق بالموضوع.

وضعت المعايير الدلالية المبينة في الجدول 5 على أساس المحتوى الفيروسي المحتمل لمياه المصدر ودرجة المعالجة اللازمة لضمان انخفاض احتمالات خطر احتواء المياه على الفيروسات إلى أدنى مستوى مقبول حتى في حالة الحجم الكبير من مياه الشرب ومن الممكن افتراض أن المياه الجوفية التي يتم الحصول عليها من مصادر محمية، تم توثيق خلوها من التلوث البرازي من منطقة تدفقها، كالبئر والمضخات ونظام الإمداد خالية من الفيروسات. وعلى أية حال يستحسن عند توزيع مثل هذه المياه، أن تكون مطهرة مع إبقاء مستوى متبقي من المطهر في نظام الإمداد توزيع لتأمين الحماية ضد التلوث. يجب أن تحقق المياه المعايير الدلالية بخصوص المكنر والياهاء pH (انظر الجدول 5). والنوعية الجرثومية (انظر الجدول م 2 - 1، ص 177) والنوعية الطفيلية (انظر أدناه).

النوعية الطفيلية

ليس من الممكن وضع قيم دلالية للأوالي الممرضة والديدان والكائنات الحية ذات المعيشة الحرة سوى قولنا أن هذه العوامل لا يجوز أن تكون موجودة في مياه الشرب، لأن الواحد أو القليل جداً من هذه الكائنات الحية يمكن أن يسبب العدوى للإنسان والطرائق التحليلية الخاصة بالعوامل الممرضة من الأوالي مكلفة ومستهلكة للوقت ولا يمكن أن يوصى بها

دلائل جودة مياه الشرب

الجدول 5 - المعالجات الموصى بها لمصادر المياه المختلفة لإنتاج مياه ينخفض فيها احتمال خطر وجود الفيروس إلى الحد الأدنى المقبول⁽¹⁾

نمط المصدر	المعالجة الموصى بها
المياه الجوفية	
آبار عميقة محمية، خالصة خلواً كاملاً من التلوث البرازي	تطهير ⁽²⁾
آبار صحلة غير محمية؛ ملوثة بالبراز	ترشيح وتطهير
المياه السطحية	
مياه محمية محبوسة نضدية، خالصة خلواً كاملاً من التلوث البرازي	تطهير
مياه محبوسة غير محمية أو نهر نضدي، تلوث برازي	ترشيح وتطهير
أنهار أراضٍ واطئة غير محمية، تلوث برازي	تطهير مسبق أو تخزين وترشيح وتطهير
مستجمعات مياه أمطار غير محمية، تلوث برازي شديد	تطهير مسبق أو تخزين وترشيح ومعالجة وتطهير إضافي ⁽³⁾
مستجمعات مياه أمطار غير محمية، تلوث برازي شامل	لا يوصى بها لإمدادات مياه الشرب

(أ) بالنسبة لجميع المصادر، يجب أن لا تتعدى القيمة الوسطية للمركب قبل التطهير النهائي وحدة واحدة من وحدات قياس العكس (NTU) وأن لا تتعدى 5 وحدات في العينات المفردة.

ويجب أن يفهم التطهير الحتام، إلى تركيزات متبق من الكلور الحر مقدار: 40.55 مغ/لتر بعد 30 دقيقة خمس الأقل من الاحتكاك في الماء عند بهاء >8.0 أو يجب إظهار أنها عملية تطهير مكافئة من ناحية درجة لتبييض الفيروسات المعوية (<99.99%).

أما الترشيح فيجب أن يكون إما ترشيحاً رملياً بطيئاً أو ترشيحاً سريعاً (ترشيح رمل، ترشيح تدفق، أو بوسائط متنوعة) مسبوقاً بنختر كاف أو تصف (مع ترسيب أو تعويم) ويمكن أيضاً استخدام الترشيح بتوابل انتصارات أو عملية الترشيح الفلتر. ثبت أنها مكافئة من أجل خفض الفيروسات ويجب أن تكون درجة تخفيض الفيروسات >90% ويمكن أن تضمن المعالجة الإضافية ترشيحاً رملياً بطيئاً أو أوتونة مع امتزاز كربون حبيبي، مُنشط أو أي عملية أخرى ثبت أنها تحقق تخفيضاً في الفيروسات المعوية أكبر من 99%.

(ب) ينبغي أن يستخدم التطهير إذا أظهرت المراقبة وجود الإشريكية القولونية أو لجراثيم القولونية المتحولة للمعوية.

للاستخدام الروتيني. ويجرى الآن تقييس الطرائق الخاصة بتركيز مراحل انتقال الجياردية وخفية الأبواغ من أحجام كبيرة من المياه (انظر الجزء 2). وعندما تتوافر التسهيلات الخاصة بدراسة وقوع الطفيليات في المياه السطحية يمكن استخدام هذه الطرائق لقياس فعالية معالجة المياه في إزالتها وكذلك وقوع حمل هذه الطفيليات بواسطة نواقل حيوانية في مستجمع مياه الأمطار. وهذا سيُمكن من الفهم الأفضل لعلم الأوبئة وللعلاقات الحيوانية المصدر العائدة إلى هذه الطفيليات. ويمكن التحكم في الطفيليات الممرضة والحياة الحيوانية اللاقارية على أفضل وجه في خطوط المياه الرئيسية بواسطة التشغيل الصحيح ورصد عمليات معالجة المياه وممارسات التوزيع. ويجب أن يضمن تحقيق المعايير الجرثومية بصورة خاصة (انظر الجدول 2م - 1، ص 177) وتطبيق المعالجات اللازمة لخفض العوامل الفيروسية (انظر الجدول 5) إلى الحد الأدنى المقبول باستثناء حالات غير عادية من التلوث الطفيلي الحاد.

2.4 الرصد

2.4-1 الأساليب والاستراتيجيات

يتكون رصد جودة مياه الشرب، في الحالة المثالية، من مُؤمّنين أساسيين:

- الرقابة المتواصلة على الجودة وعلى أساس روتيني للتأكد من أن المعالجة والتوزيع يلتزمان بالأهداف والأنظمة الصادرة؛
- الرصد الدوري الميكروبيولوجي والصحي العام لنظام توريد المياه بأكمله من المصدر وحتى المستهلك.

تعتبر وظيفة الرصد المستمر جزءاً لا يتجزأ من مسؤوليات الجهة المسؤولة عن توريد المياه، التي يمكن من خلالها ضمان الأداء المقبول لعمليات المعالجة، وجودة المياه الناتجة. وغنيب التلوث الثانوي داخل شبكة التوزيع. كما يجب على هيئة مستقلة أن تتحقق من قيام المصالح المائية بواجباتها على الوجه الصحيح. وتقع وظيفة الرصد هذه عادة على عاتق السلطات الصحية في المستويات المحلية والقطرية والوطنية

2.4-2 تواتر أخذ العينات

سوف يتوقف تواتر أخذ العينات على الموارد المتاحة. وكلما ازداد تواتر فحص المياه، ازداد احتمال الكشف العرضي عن التلوث. وهناك نقطتان رئيسيتان يجب ملاحظتهما أولاً، أن فحص الكشف عن التلوث الذي يحدث بشكل دوري أكثر مما يحدث على نحو عشوائي إذا أخذت العينات في أوقات مختلفة من النهار وفي أيام مختلفة من الأسبوع. وثانيهما، أن الفحص المتواتر بطرائق بسيطة أكبر قيمة من الفحص الأقل تواتراً باختبار معقد أو سلسلة من الاختبارات. ويتوقف تواتر أخذ العينات من مصادر المياه الخام على نوعيتها العامة وحجمها وأرجحية التلوث وفصل السنة ويجب تحديد هذا التواتر من قبل الجهة المحلية المختصة بالمراقبة وكثيراً ما يتم تحديدها في الأنظمة والدلائل الوطنية. وسوف تشير النتائج والمعلومات الواردة من التفتيش الصحي لمواقع المياه الجوفية إلى مدى الحاجة إلى زيادة التيقظ

ويتوقف تواتر أخذ العينات من المياه المعالجة التي تغادر الشبكات على جودة مصدر المياه ونمط المعالجة على أن الحد الأدنى لتواتر أخذ العينات هو عينة واحدة كل أسبوعين من منشأة معالجة المياه ذات المصدر المائي الجوفي، وعينة واحدة أسبوعياً من منشآت المعالجة ذات مصدر المياه السطحي.

ويجب أن يزداد تواتر أخذ العينات عندما يكون عدد المزودين بالمياه كبيراً، نظراً لازدياد عدد المعرضين للمخاطر. والتوجيهات الخاصة بتصميم برامج أخذ العينات وتواترها واردة في معايير المنظمة الدولية للتقييس (ISO) (الجدول 6) وفي الأنظمة الوطنية أما الحد الأدنى للتواتر الموضح في الجدول 7 فيوصى به للمياه الموجودة في نظام التوزيع.

ويجب إحداث مباحدة عشوائية بين العينات خلال الشهر الواحد ومن شهر لآخر على أن تؤخذ من نقاط ثابتة مثل محطات الضخ ومن الخزانات ومن مواقع عشوائية على طول نظام التوزيع. بما في ذلك النقاط القريبة من الأطراف القصوى والصنابير المتصلة مباشرة مع

دلائل جودة مياه الشرب

الجدول 6 - لائحة بالمعايير الخاصة بجودة المياه والتوجيهات المتعلقة بأخذ العينات والصادرة عن المنظمة الدولية للتقييس (ISO)

المنظمة الدولية للتقييس	رقم المعيار	العنوان (جودة المياه)
1980 - 1	أخذ العينات - الجزء 1	إرشاد حول تصميم برامج أخذ العينات
1982 - 2	أخذ العينات - الجزء 2	إرشاد حول ترميزات أخذ العينات
1985 - 3	أخذ العينات - الجزء 3	إرشاد حول حفظ العينات ومعالجتها
1987 - 4	أخذ العينات - الجزء 4	إرشاد حول أخذ العينات من البحيرات الطبيعية والاصطناعية
1991 - 5	أخذ العينات - الجزء 5	إرشاد حول أخذ العينات من مياه الشرب والمياه المستعملة لمعالجة الأغذية والمشروبات
1990 - 6	أخذ العينات - الجزء 6	إرشاد حول أخذ العينات من الأنهار والجداول

الجدول 7 - الحد الأدنى لتواتر أخذ عينات مياه الشرب في نظام التوزيع

السكان التي تقدم لها الخدمات	العينات الواجب أخذها شهرياً
أقل من 5000	عينة واحدة
5000 - 100 000	عينة واحدة لكل 5000 من السكان
أكثر من 100 000	عينة واحدة لكل 10 000 من السكان - 10 عينات إضافية

الخطوط الرئيسية في المنازل والمباني، التي تضم أنواعاً عديدة من الشاغلين، حيث يكون هناك احتمال خطر أكبر من جراء التلوث عن طريق الاتصالات المتصالبة والدفق الارتدادى. ويجب زيادة تواتر أخذ العينات في أوقات الأوبئة والفيضانات وعمليات الطوارئ أو بعد حالات انقطاع الإمدادات أو أعمال الإصلاح. أما في حالة النظم التي تخدم مجتمعات محلية صغيرة، فمن الأرجح أن تسفر عمليات المسح الصحي الدورية عن معلومات أكثر مما يسفر عنه أخذ العينات غير المتواتر.

ولا يمكن إعطاء توصيات عامة حول الإمدادات التي لا تضخ بأنابيب المياه والمياه غير المعالجة. لأن الجودة واحتمالات التلوث يتغيران تبعاً للفصول والظروف المحلية. ومن الواجب تحديد تواتر أخذ العينات من قبل إدارة المراقبة المحلية وأن ينسجم ذلك مع الظروف المحلية بما في ذلك نتائج عمليات المسح الصحية.

2 - 4 - 3 الإجراءات الخاصة بأخذ العينات

ورد التوجيه التفصيلي حول الإجراءات الواجب استخدامها عند أخذ العينات من مصادر مياه مختلفة أو من منشآت المعالجة ونظم التوزيع ومن الصانعين في الجزء 3 من "دلائل جودة

2 - الجوانب الميكروبيولوجية

مياه الشرب وبطرائق معيارية في (الجدول 6) وغير ذلك من المراجع الواجب الرجوع إليها وعلى كل حال، فلا بد من ملاحظة النقاط العامة التالية.

يجب الاهتمام بضمان كون العينات ممثلة للمياه الواجب فحصها وعدم وقوع أي تلوث عارض أثناء أخذ العينة. ولذلك ينبغي على من يقوم بجمع العينات أن يكون مدرباً وإعياً لطبيعة عمله المنطوي على المسؤولية. تثبت على العينات بطاقات واضحة تبين الموقع والتاريخ والوقت وطبيعة العمل وغيرها من المعلومات ذات الصلة بالموضوع ثم ترسل إلى المخبر ليتم تحليلها دون أي تأخير.

وإذا كان من المحتمل أن تحتوي المياه المراد فحصها على الكلور أو الكلورامين أو ثاني أكسيد الكلور أو الأوزون، عندها يجب إضافة محلول تيوسولفيت الصوديوم لتعديل أي مطهر. وليس لتركيز التيوسولفيت المضبط بدقة تأثير يُعَدُّ به على الكائنات الحية القولونية بما في ذلك الإشريكية القولونية سواء في عينات المياه المكلورة أو غير المكلورة أثناء التخزين وفي حالة وجود معادن ثقيلة، وخصوصاً النحاس يجب إضافة عوامل تـمـخـلـب (chelating agents) مثل حمض الإيديتيك (EDTA) (edetic acid).

ويجب عند أخذ عينات المياه المـطـهـرة تحديد تركيز المطهر المتبقي عند نقطة الاعتيان والـبـاهـاء pH في وقت جمع العينات.

عندما يتطلب الأمر جمع عدد من العينات لأغراض مختلفة من نفس الموقع، يجب أخذ العينة الخاصة بالفحص الجرثومي أولاً لتجنب خطر تلوث نقطة جمع العينات.

كما يجب أخذ عينات من أجزاء مختلفة من نظام التوزيع لضمان اختبار كافة أجزاء النظام. وعند أخذ العينات من جداول المياه والبحيرات أو الصهاريج، يجب أخذ المياه من تحت السطح بعيدة عن الضفاف وجوانب الخزان والمناطق الراكدة من دون تحريك الفضلات. يجب تطهير الصنابير وفتحات أخذ العينات وفوهات المضخات، إن أمكن، مع إسالة كمية من المياه لضر المياه الراكدة في الأنبوب قبل أخذ العينة. ينبغي تحديد فتحات أخذ العينات في عمليات المعالجة وفي خطوط المياه الرئيسية بعناية لضمان كون العينات تمثيلية. كما يجب أن يكون الأنبوب المؤدي إلى الصنبور قصيراً قدر الإمكان ويمكن تخفيض التغيرات التي قد تطرأ على المحتوى الجرثومي للمياه عند التخزين إلى أدنى حد ممكن عن طريق ضمان عدم تعرض العينات للضوء والمحافظة على برودتها ويفضل أن تكون بين درجة حرارة 4 درجات مئوية و10 درجات مئوية، ولكن من دون تجميدها. يجب أن يبدأ الفحص في أقرب وقت ممكن بعد جمع العينات وعلى وجه اليقين خلال 24 ساعة. وإذا لم يكن من الممكن تبريد العينات، وجب إجراء الفحص خلال ساعتين من جمعها. وفي حال عدم إمكان تحقيق أي من هذين الشرطين يجب عدم تحليل هذه العينة. ويجب أن يكون الصندوق المستخدم في نقل العينات نظيفاً ومطهرًا بعد كل استعمال لتجنب تلويث سطوح وزجاجات وأيدي العاملين في جمع العينات.

2 - 4 - 4 المتطلبات الخاصة ببرنامـج التـرـصـد

الترصد هو التقييم المستمر والمتيقظ للصحة العامة والإشراف على سلامة إمدادات مياه الشرب ومقبوليتها. ولا بد لكل مكوّن من مكوّنات نظام مياه الشرب - المصدر والمعالجة

دلائل جودة مياه الشرب

والتخزين والتوزيع - أن يؤدي عمله من دون أن يكون هناك احتمال خطر التصدير بالتقصير في جزء واحد سيعرض تأثيرات الأجزاء الأخرى التي تؤدي وظيفتها أداءً كاملاً للخطر ويلقيها بالإضافة إلى الرعاية التي بذلت لضمان قيامها بعملها. والمياه تظل عرضة للتلوث خلال كافة مراحل توزيعها مما يستدعي التيقظ المستمر. وفي نفس الوقت، يتطلب الأمر تقييمًا متأنياً وحقيقياً لمصادر الخطر والتعطل المحتملة وذلك قبل تخطيط وإنشاء الإمدادات، وعلى نحو مستمر بعد ذلك، نظراً للظروف المتغيرة ومصادر التلوث المحتملة. يجب وضع خطط لمواجهة حالات الطوارئ التي قد تنشأ عن طريق الكوارث الطبيعية أو الكوارث التي هي من صنع الإنسان مثل الحوادث والأعمال العدائية والاضطرابات المدنية أو انقطاع الإمداد بمواد كيميائية أساسية تستخدم في المعالجة.

ويعتزل الجزء الجوهرى من الترسد في إقامة نظام مناسب للتنظيم والقيادة. وهذا يعنى في أعلى المستويات، وضع وفرض معايير وطنية ونشر الدلائل الوطنية لتحقيق الالتزام بالتوانين والمعايير. كما يعنى على مستوى السلطة المسؤولة عن إمدادات المياه، تعزيز مجموعة القوانين المحلية الخاصة بالممارسة الجيدة في محطات ضخ المياه بالإضافة إلى التعليم والتدريب الرسميين. كما يجب العمل على إيجاد هيئة تفتيش نظامية تتمتع بسلطة وطنية لضمان تحقيق المتطلبات القانونية والالتزام بالمعايير ويجب أن تكون هذه الهيئة منفصلة عن الهيئة المثلة لمصالح موردي المياه.

يجب أن يكون لدى كل من موردي المياه وهيئة التفتيش تسهيلات مخابر مجهزة تجهيزاً جيداً مع هيئة من العاملين المدربين والمؤهلين تأهيلاً جيداً، وتسهيلات كافية، للحفاظ على مستوى المراقبة المطلوبة على أساس منتظم مع القدرة على تنفيذ المحوص الإضافية على النحو المطلوب لتلبية الاحتياجات الخاصة. كما يجب أن يكون العاملون في التشغيل في محطات معالجة المياه على مستوى لائق من التدريب والتأهيل.

يجب توفير خطوط الاتصال والقيادة في البداية مع فهمها فهماً جيداً من قبل كافة العاملين وصولاً إلى أعلى المستويات. ويهدف هذا إلى ضمان الأداء الوظيفي الفعال من يوم إلى يوم. كما يهدف أيضاً إلى ضمان اتخاذ الإجراء العلاجي الفوري في الحالات الطارئة وعند اكتشاف الملوثات، ويجب الإسراع في تدارك أي قصور جرحومي حال اكتشافه، وهذا يعنى أن نتائج بحث الأخصائي في الميكروبيولوجيا يجب أن يكون لها وزن واعتبار لدى المهندس وموظفي التشغيل. ثم إن خطوط الاتصال المطلوبة في حالات الطوارئ ستكون معقدة، إذ لا تشمل هيئات عامة مختلفة فحسب بل تشمل أيضاً حدوداً جغرافية للمسؤولية. ولابد من وضع التعليمات المناسبة وفهمها جيداً في كل موقع من مواقع العمل.

أما نطاق الترسد، مع الأمثلة التي تغطي النقاط المذكورة في هذا القسم، فقد تم إيرادها في منشورات مستقلة لمنظمة الصحة العالمية، يجب الرجوع إليها (انظر تبنت المراجع ص 148). وكان يجري تركيز الانتباه على أهمية الترسد على نحو متكرر من خلال تقارير رسمية حول فاشيات خطيرة للأمراض المحمولة بالمياه، حيث تكشف عادة عن أشكال من العجز في أكثر من مجال. أما إجراءات الترسد فمشروحة بشكل أوسع في الجزء 3 من "دلائل جودة مياه الشرب".

2 - الجوانب المكملة البيولوجية

تختلف مستويات تعرض جودة مياه الشرب اختلافاً كبيراً في البلدان النامية بمجرد تبين أشكال التطور الاقتصادي وتباين أساليب تأمين إمدادات المياه. يجب تطوير التعهد على نحو مندرج. متساعد من خلال تكييف المستوى مع الأوضاع المحلية والموارد الاقتصادية مع التنفيذ التدريجي وتحقيق التماسك وتطوير البرنامج إلى أن يصل إلى المستوى المطلوب في النهاية

3. الجوانب الكيميائية

1.3 المعلومات الأساسية المستخدمة

وصعت التقديرات الخاصة بسمية ملوثات مياه الشرب على أساس التقارير المنشورة المأخوذة من مطبوعات متداولة، والمعلومات الصريحة المطروحة من قبل الحكومات، وغيرها من الجهات المعنية وعلى المعطيات المسجلة الملكية وغيرها. وكسنت الأساليب الدولية الحالية الخاصة بتطوير الدلائل تدرس باهتمام أثناء وضع القيم الدلالية حيث جرى استعراض تقديرات المخاطر السابقة الموضوعة من قبل البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (IPCS) في دراسات حول معايير الصحة البيئية، والوكالة الدولية لأبحاث السرطان (IARC) والاجتماعات المشتركة بين منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول ثملات مبيدات الهوام (JMPR) ولجنة الخبراء المشتركة بين منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية للمضافات الغذائية (JECFA) وكان البحث يعتمد على هذه التقديرات إلا حين كانت المعلومات الجديدة تبرر إعادة التقدير. وكان يجري تقييم نوعية المعطيات الجديدة تقييماً نقدياً قبل استخدامها في تقدير المخاطر.

2.3 استهلاك مياه الشرب ووزن الجسم

تظل البيانات العالمية حول استهلاك مياه الشرب محدودة. ففي الدراسات التي نُفذت في كندا وهولندا والمملكة المتحدة والولايات المتحدة الأمريكية تبين أن متوسط الاستهلاك اليومي للفرد الواحد أقل من لترين في العادة، ولكن كان هناك اختلاف كبير بين الأفراد. حيث يمكن أن يتبدل مدخول المياه تبعاً للطقس والنشاط الجسدي والثقافة، ولا يمكن للدراسات الأتفة الذكر التي أجريت في مناطق معتدلة، إلا أن تمكننا من إلقاء نظرة محدودة على نماذج الاستهلاك في أنحاء العالم. ففي درجات الحرارة التي تربو على 25 درجة مئوية، مثلاً، يوجد ارتفاع حاد في مدخول السوائل ويحدث ذلك إلى حد بعيد. لتلبية الحاجات المترتبة على نسبة التعرق المرتفعة

وكان يفترض بوجه عام عند تطوير القيم الدلالية من أجل المواد الكيميائية الخطرة المحتملة، أن الاستهلاك اليومي 2 لتر للفرد الواحد البالغ وزنه 60 كغ. والقيم الدلالية الموضوعة لمياه الشرب باستخدام هذا الافتراض تخطن بالفعل. وعلى أية حال، يمكن لمثل هذا الافتراض أن يقدر استهلاك المياه لكل وحدة وزن دون قدره، وأن يحدث هذا فيما يتعلق بالتعرض بالنسبة لأولئك الذين يعيشون في المناخ الحار بالإضافة إلى الرضع و الأطفال الذين يستهلكون السوائل أكثر من البالغين بالنسبة لكل وحدة وزن.

ولذلك ينطبق المدخول الأعلى، وكذلك التعرض، بالنسبة للأطفال والرضع لفترة زمنية محدودة فقط ولكن يمكن لهذه الفترة أن تتوافق مع حماسية أعلى لبعض العواصم السامة وحماسية أقل بالنسبة لغيرها. وسيكون للتأثيرات اللاعكوسة التي تحدث خلال السنوات الأولى من العمر أهمية اجتماعية وصحية عامة أكبر من التأثيرات المتأخرة. وحيثما كان يتقرر أن هذا الجزء من السكان يواجه احتمال الخطر على وجه الخصوص من جراء التعرض لمواد

3 - الجوانب الكيميائية

كيميائية معينة، كان يتم اشتقاق القيمة الدلالية على أساس افتراض أن الولد الذي يزن 10 كغ يستهلك لتراً واحداً يومياً، أو أن الطفل الذي يزن 5 كغ يستهلك 0.75 لتر يومياً ولكن مدخولات السوائل اليومية المناسبة أعلى منها عند البالغين على أساس وزن الجسم.

3.3 الاستنشاق والامتصاص الجلدي

يشتمل إسهام مياه الشرب في التعرض اليومي على ابتلاع المياه مباشرة متلماً يشتمل على بعض الطرق غير المباشرة مثل استنشاق المواد الطيارة والاحتكاك الجلدي أثناء الاستحمام أو الاغتسال.

وكانت البيانات في أغلب الحالات غير كافية لإفصاح المجال لتقديرات يُعَوَّل عليها حول التعرض بواسطة الاستنشاق والامتصاص الجلدي للملوثات الموجودة في مياه الشرب ولذلك لم يكن من الممكن تحديد المدخول من هذه الطرق على وجه التحديد في اشتقاق القيم الدلالية وعلى أية حال، تظل هذه الحصة من إجمالي المدخول اليومي الممكن احتماله (TDI) والمخصصة لمياه الشرب كافية بشكل عام لأخذ طرق المدخول الإضافية هذه بعين الاعتبار (انظر الجزء 3 - 4 - 1). وإذا كان هناك قلق من جراء عدم التحديد الكافي للاستنشاق المحتمل للمركبات الطيارة والتعرض الجلدي من جراء الاستخدامات المتنوعة للمياه داخل البيت (الاعتمال بالدوش مثلاً) عندها يمكن للملطات تعديل القيمة الدلالية.

3.4 تقييم احتمال الخطر الصحي

هناك مصدران رئيسيان للمعلومات حول التأثيرات الصحية الناجمة عن التعرض للمواد الكيميائية والتي يمكن استخدامها في اشتقاق قيم دلالية. أولهما الدراسات في الجمهرات البشرية. وكثيراً ما تكون قيمة أمثال هذه الاستقصاءات محدودة. نظراً للافتقار إلى المعلومات الكمية حول التركيزات التي يتعرض لها الناس أو حول التعرض المتواقت لموامل أخرى والثاني، وهو الأكثر استخداماً، هو دراسات السمية التي تستخدم حيوانات مخبرية. وأمثال هذه الدراسات محدودة بوجه عام نظراً للعدد الضئيل نسبياً للحيوانات المستخدمة والجرعات المعطاة العالية نسبياً. وبالإضافة إلى ذلك، تفتقر الحاجة إلى استيفاء نتائج الجرعات المنخفضة التي تتعرض لها الجمهرات البشرية عادة.

ولكي يتم اشتقاق قيمة دلالية من أجل حماية صحة الإنسان، سيكون من الضروري اختيار أفضل الدراسات الحيوانية التجريبية ملاءمة لاستيفاء النتائج على أساسها ويفضل الحصول على معطيات من دراسات أجريت على نحو جيد تتجلى بها العلاقة الواضحة بين الجرعة والاستجابة كما استخدمت أحكام مبنية على الخبرة لاختيار أكثر الدراسات ملاءمة من مجال المعلومات المتاحة.

3 - 4 - 1 اشتقاق القيم الدلالية باستخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله

ومن المعتقد بشكل عام بالنسبة لمعظم أنواع السمية أن هناك جرعة لا يمكن أن يُحدث ما دون متوآها أية آثار ضائرة. أما المواد الكيميائية التي تسبب مثل هذه الآثار السامة، فيمكن اشتقاق مدخول يومي من أجلها يمكن تحمله (TDI) على الشكل التالي:

دلائل جودة مياه الشرب

$$\frac{LOAEL \text{ or } NOAEL}{UF} = TDI$$

UF

حيث يكون NOAEL = مستوى الأثر الضائر غير الملحوظ.

LOAEL = مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته.

UF = عامل اللاتيقن.

وعندئذ يتم اشتقاق القيمة الدلالية من المدخول اليومي الممكن تحمله على النحو التالي:

$$P \times bw \times TDI = GI$$

C

حيث يكون bw = وزن الجسم (60 كغ للبالغين، و 10 كغ للأطفال، و 5 كغ للرضع)،

P = الجزء المخصص لمياه الشرب من المدخول اليومي الممكن تحمله.

C = الاستهلاك اليومي لمياه الشرب (2 لتر للبالغين ولتر واحد للأطفال و 0.75 لتر للرضع).

المدخول اليومي الممكن تحمله

والمدخول اليومي الممكن تحمله يمثل تقديراً لكمية المادة الموجودة في الطعام أو مياه الشرب الغير عنها على أساس وزن الجسم (مغ/كغ أو ميكروغرام/كغ من وزن الجسم)، والتي يمكن ابتلاعها يومياً على مدى العمر من دون مخاطر صحية كبيرة.

وعلى مدى سنوات عديدة قامت كل من لجنة الخبراء المشتركة لمنظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية لمتبقيات مبيدات الهوام بوضع مبادئ معينة لاشتقاق المدخولات اليومية المقبولة وكان يتم تبني هذه المبادئ كنما كانت ملائمة لاشتقاق المدخول اليومي الممكن تحمله. والمستخدم في وضع القيم الدلالية الخاصة بجودة مياه الشرب.

وقد تم وضع المدخول اليومي المقبول للمضافات الغذائية ومتبقيات مبيدات الهوام التي تظهر في الطعام للأغراض التكنولوجية الضرورية أو لأسباب تتعلق بحماية النبات. أما بالنسبة للملوثات الكيميائية التي ليس لها في العادة وظيفة مقصودة في مياه الشرب. فإن مصطلح "المدخول اليومي الممكن تحمله" ينظر إليه على أنه أكثر ملاءمة من مصطلح "المدخول اليومي المقبول" لأنه يدل على الجواز أو الإباحة أكثر مما يدل على المقبولية.

ولما كانت المدخولات اليومية الممكن تحملها تمثل مدخولاً يمكن تحمله على مدى العمر فهي ليست من الدقة بحيث لا يمكن تجاوزها لفترات قصيرة من الوقت. كما أن التعرض القصير الأمد لمستويات تتجاوز المدخول اليومي الممكن تحمله ليس مدعاة للقلق بشرط أن لا يتجاوز المدخول الفردي بمعدله المحسوب على مدى فترات أطول المستوى المقرر تجاوزه كبيراً. أما عوامل الأرتياب الكبيرة التي يتم إدخالها. عموماً. عند وضع المدخول اليومي الممكن تحمله (انظر أدناه) فتفيد في التأكد من أن التعرض الذي يتجاوز المدخول اليومي الممكن تحمله لفترات قصيرة لا يرجح أن يكون له أي آثار مؤذية للصحة. وعلى أية حال، يجب إيلاء الاهتمام لأية آثار سمية حادة محتملة يمكن أن تظهر في حالة التجاوز الكبير للمدخول اليومي الممكن تحمله لفترات قصيرة من الوقت.

3 - الجوانب الكيميائية

وقد استخدم المدخول اليومي المحسوب الممكن تحمله في اشتقاق القيمة الدلالية التي تم تدويرها بعد ذلك لتصبح رقماً معتدلاً. وفي بعض الأمثلة استخدمت قيم المدخول اليومي المقبول ذات الرقم المعتد الوحيد التي وضعتها لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية أو لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام لحساب القيمة الدلالية. ثم كان يتم تدوير القيمة الدلالية عموماً إلى رقم معتد واحد لكي يعكس اللائقين في معطيات السمية الجيوانية وافتراضات التعرض. ولم يستخدم أكثر من رقم معتد واحد من أجل القيم الدلالية إلا حين كانت المعلومات الموسعة حول السمية والتعرض توفر يقيناً أكبر.

مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ ومستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته

يعرف مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ بأنه أعلى جرعة أو تركيز لسادة كيميائية في دراسة منفردة، وتم الوصول إليها بالتجربة أو الملاحظة، ولا تسبب تأثيرات صحية ضائرة يمكن الكشف عنها. كلما أمكن ذلك، ويرتكز مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ على دراسات طويلة الأمد ويفضل أن تتناول هذه الدراسات الابتلاع في مياه الشرب. وعلى أية حال، يمكن أيضاً استخدام مستويات الأثر الضائر غير الملاحظ التي يتم الحصول عليها من الدراسات القصيرة الأمد والدراسات التي تستخدم مصادر تعرض أخرى (كالطعام والهواء).

وفي حالة عدم توافر مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ، يمكن استخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الملاحظ وهو الجرعة الدنيا أو التركيز الأدنى الملاحظ لمادة يلاحظ عندها الأثر صحي ضائر يمكن الكشف عنه. وفي حالة استخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته عوضاً عن مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ، يستخدم في العادة عامل إضافي للارتياب (أنظر أدناه).

عوامل الارتياب

وقد استخدم تطبيق عوامل الارتياب على نطاق واسع في اشتقاق المدخولات اليومية المقبولة الخاصة بالمضافات الغذائية، ومبيدات الهوام، والملوثات البيئية. ويتطلب اشتقاق مثل هذه العوامل رأي خبير وتمحيصاً متأنياً للبيئة العلمية المتاحة.

وكانت تستخدم أثناء اشتقاق القيم الدلالية لجودة مياه الشرب الخاصة بمنظمة الصحة العالمية عوامل الارتياب في أدنى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ أو مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته من أجل الاستجابة التي تعتبر هي الأكثر اعتدالاً من الوجهة البيولوجية وقد جرى تحديدها بالإجماع بين مجموعة الخبراء باستخدام الأسلوب الموضح أدناه:

العامل	معدل الارتياب
الاختلاف بين الأنواع (بين الحيوان والإنسان)	10 - 1
الاختلاف ضمن النوع (اختلافات فردية)	10 - 1
كفاية الدراسات أو قاعدة المعطيات	10 - 1
طبيعة الأثر وخامته	10 - 1

دلائل جودة مياه الشرب

وتشمل الدراسات أو قاعدة المعطيات غير الملائمة تلك التي استعملت مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته (LOAEL) بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ (NOAEL) كما تشمل الدراسات التي اعتبرت أقصر مدة معا هو مرغوب. وتشتمل الحالات التي تبرز فيها طبيعة الأثر أو خامته وجود عامل ارتياب إضافي الدراسات التي تكون فيها نقطة النهاية تشوه الجنين أو تكون فيها نقطة النهاية المحددة لمستوى الأثر الضائر غير الملاحظ (NAOEL) قد رُبِطت بشكل مباشر مع إمكانية محتملة للسرطنة. واستخدم في الحالة الثانية عامل ارتياب إضافي من أجل المركبات المُسرطنة التي اشْتُبِت لها قيمة دلالية باستخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله (انظر الفقرة 3 - 4 - 2) استخدمت عوامل دون العشرة من أجل الاختلاف بين الأنواع. ومثال ذلك، الاختلاف بين الأنواع عندما يكون من المعروف أن الإنسان أقل حساسية من الأنواع الحيوانية المدروسة

ويجب أن لا يتجاوز عامل الارتياب الرقم 10 000. أما إذا كان تقدير احتمال الخطر سيؤدي إلى عامل ارتياب أعلى، فسيبلغ المدخول اليومي الناتج والممكن تحمله من البعد عن الدقة ما يفقده معناه. أما المواد التي كانت فيها عوامل الارتياب أكبر من 1000، فقد تم وضع قيم دلالية مؤقتة لها للتأكيد على مستوى الارتياب العالي الملازم لهذه القيم.

ويعتبر اختيار وتطبيق عوامل الارتياب أمراً هاماً في اشتقاق القيم الدلالية للمواد الكيميائية، إذ يمكن أن تشكل فرقاً كبيراً بالقياس إلى القيم الموضوعة. أما الملوثات التي يكون الارتياب معها ضئيلاً نسبياً، فقد تم اشتقاق القيمة الدلالية لها باستخدام عامل ارتياب ضئيل. وعلى كل حال، فمعظم الملوثات يوجد حوالها ارتياب علمي كبير، ولذلك كان يستخدم من أجلها عامل ارتياب كبير. وعليه فمن الممكن أن يكون هناك هامش واسع من السلامة فوق القيمة الدلالية قبل أن تنتج التأثيرات الصحية الضائرة.

هناك ميزة كبيرة في استخدام طريقة تحقق درجة عالية من المرونة وعلى أية حال، فمن المهم عرض اشتقاق عامل الارتياب المستخدم في حساب القيمة الدلالية بصورة واضحة كجزء من الأسباب المنطقية، لأن ذلك يساعد السلطات المختصة على استخدام الدلائل إذ يكون هامش السلامة الذي يأخذ الظروف المحلية بعين الاعتبار واضحاً. كما أن هذا يساعد أيضاً في تحديد مدى إلحاح الإجراء المطلوب وطبيعته في حال تجاوز القيمة الدلالية.

تخصيص المدخول

ليست مياه الشرب هي المصدر الوحيد للتعرض البشري للمواد التي وضعت القيم الدلالية من أجلها. ففي كثير من الحالات، يكون المدخول من مياه الشرب ضئيلاً بالمقارنة مع المدخول من مصادر أخرى كالطعام والهواء. والقيم الدلالية المشتقة باستخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله تأخذ في حسبانها التعرض من جميع المصادر بتخصيص نسبة مئوية من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. ويضمن هذا الأسلوب ألا يتجاوز إجمالي المدخول اليومي من جميع المصادر (بما في ذلك مياه الشرب المحتوية على تركيزات لسادة من المواد تبلغ القيمة الدلالية أو تقاربها) المدخول اليومي الممكن تحمله.

أما المعطيات الخاصة بنسبة إجمالي المدخول الذي يتم ابتلاعه بشكل طبيعي في مياه الشرب (مبنية على أساس المستويات المتوسطة في الطعام والهواء ومياه الشرب) أو المدخولات المقدرة بالنظر إلى الخصائص الفيزيائية والكيميائية فكانت تستعمل حيثما أمكن ذلك في

3 - الجوانب الكيمائية

اشتقاق القيم الدلالية. وفي حالة عدم توافر مثل هذه المعلومات كانت تستخدم قيمة اعتباطية (مفترضة) مقدارها 10¹⁰ لياه الشرب وهذه القيمة المفترضة كافية في معظم الحالات لإدخال الطرق الإضافية لدخول ملوثات المياه في الحساب (أي الاستئناق والامتصاص الجذدي).
لقد تبين أن التعرض الحاصل من أوساط متنوعة قد يتغير مع الظروف المحلية. وعليه يجب تأكيد أن القيم الدلالية التي تم اشتقاقها تنطبق على سيناريو نموذجي للتعرض أو أنها مبنية على قيم مفترضة قد لا يمكن تطبيقها في جميع المجالات أما في تلك المجالات التي تتوفر فيها المعطيات اللازمة حول التعرض، فيحسن بالسلطات أن تبادر إلى وضع قيم دلالية متنوعة تبعاً للبيئة يتم تفصيلها وفقاً للظروف والظروف المحلية. ففي المناطق التي يعرف فيها مثلاً أن مدخول ملوث معين في مياه الشرب أكبر بكثير من ذلك الملوث الوارد من مصادر أخرى (كالهواء والطعام)، قد يكون من المناسب تخصيص نسبة أكبر من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب لاشتقاق قيمة دلالية أكثر ملائمة للظروف المحلية وبالإضافة إلى ذلك لابد، في الحالات التي يتم فيها تجاوز القيم الدلالية، من بذل الجهود لتقييم مساهمة المصادر الأخرى في المدخول الإجمالي. كما يجب خفض التعرض من هذه المصادر إلى الحد الأدنى إذا كان ذلك ممكناً من الوجهة العملية.

3 - 4 - 2 اشتقاق القيم الدلالية للمسرطنات المحتملة

يستند تقييم السرطنة المحتملة من المواد الكيميائية في العادة، إلى الدراسات الحيوانية الطويلة الأجل. وتتوافر أحياناً معطيات حول السرطنة البشرية الناجمة عن التعرض المهني في معظم الأحيان

وعنى أساس البيئة المتوافرة، تقوم الوكالة الدولية لأبحاث السرطان بتصنيف المواد الكيميائية وفقاً لمخاطر السرطنة المحتملة التي تنطوي عليها في المجموعات التالية (لزيد من الشرح حول التصنيف انظر الإطار في الصفحة 36 و37):

المجموعة 1: العامل مسرطن للبشر

المجموعة 2أ: من المحتمل أن يكون العامل مسرطناً للبشر

المجموعة 2ب: من الممكن أن يكون العامل مسرطناً للبشر

المجموعة 3: العامل لا يمكن تصنيفه بالنظر إلى سرطنته للبشر

المجموعة 4: العامل لا يحتمل أن يكون مسرطناً للبشر

وكان تصنيف الوكالة الدولية لأبحاث السرطان للمركبات المسرطنة يؤخذ بعين الاعتبار عند وضع القيم الدلالية الحالية لجودة مياه الشرب. كما توافرت أيضاً معلومات إضافية حول عدد من المركبات.

ويعتقد على وجه العموم أن الحدث البدني في عملية التسرطن الكيميائي هو تحريض حدوث طفرة في المواد الوراثية (DNA) للخلايا الجسدية (أي الخلايا التي لا تدخل فيها البيوض أو السائل المنوي). ولما كانت هذه الآلية السامة للجين لا تتميز بعتبة من الناحية النظرية، فإن هناك احتمالاً لحدوث الأذى عند أي مستوى من مستويات التعرض. وعليه يعتبر تحديد المدخول اليومي الممكن تحمله غير ملائم. ويطبق الاستيفاء الرياضي لخطر الجرعة المنخفضة ومن الناحية الأخرى. هناك بعض المرطونات القادرة على إحداث

تقييم خطر السرطنة عند البشر

تنظر الوكالة الدولية لأبحاث السرطان في مجمل البيئة ككل لكي تصل إلى التقييم الشامل لسرطنة البشر الناجمة عن العامل أو المزيج أو عن ظروف التعرض. وقد تم شرح العامل أو المزيج أو ظروف التعرض بما يوافق تعبيراً من التعبيرات التي تعرف إحدى الفئات التالية. وتم بيان المجموعة التي تم إدخال هذا العامل فيها أما تصنيف العدم أو المزيج أو ظروف التعرض فهي مسألة رأي علمي يعكس قوة البيئة المشتقة من الدراسات على البشر وحيوانات التجربة ومن غيرها من المعطيات ذات الصلة بالموضوع.

المجموعة 1: العامل (المزيج) مُسرطن للبشر.

ظروف التعرض تستلزم تعرضات مُسرطنة للبشر.

وتستخدم هذه الفئة عند توافر بيئة كافية للسرطنة في البشر ويمكن إدخال العامل (المزيج) بصورة استثنائية في هذه الفئة عندما تكون البيئة عند البشر أقل من الحد الكافي إلا أن هناك دليلاً كافياً على حدوث السرطنة في حيوانات التجربة وبيئة ساطعة في البشر المعرّضين تشير إلى أن العامل (المزيج) يعن فعله من خلال آلية سرطنة خاصة به.

المجموعة 2

تتضمن هذه الفئة كلاً من العوامل والمزائج وظروف التعرض التي تكون درجة البيئة على التسرطن البشري. في إحدى نهايتيها. كافية على الأغلب بالنسبة لها. كما تتضمن تلك العوامل التي لا تتوافر حولها معطيات تتعلق بالبشر. في نهايتها الأخرى، ولكن تتوافر من أجلها البيئة على التسرطن عند حيوانات التجربة. ويتم إدخال العوامل والمزائج وظروف التعرض أما في المجموعة 2أ (ذات السرطنة المحتملة للبشر) أو في المجموعة 2ب (الممكنة السرطنة للبشر) على أساس البيئة الوبائية أو التجريبية للسرطنة وغيرها من المعطيات ذات الصلة بالموضوع.

المجموعة 2 أ: العامل (المزيج) يحتمل أن يكون مُسرطناً للبشر.

ظروف التعرض تستلزم تعرضات يحتمل أن تكون مُسرطنة للبشر.

تستخدم هذه الفئة عند وجود بيئة محدودة للسرطنة في البشر وبيئة كافية على السرطنة في حيوانات التجربة. وفي بعض الحالات، يمكن تصنيف العامل (المزيج) في هذه الفئة عند وجود بيئة غير كافية للسرطنة عند البشر، مع بيئة كافية على السرطنة عند حيوانات التجربة ودليل قوي على أن التسرطن تتوسط فيه آلية تعمل عملها أيضاً في البشر. ويمكن تصنيف العامل أو المزيج أو شروط العمل في هذه الفئة على أساس مجرد كون البيئة على السرطنة محدودة عند البشر.

المجموعة 2 ب: العامل (المزيج) يحتمل أن يكون مُسرطناً للبشر
ظروف التعرض تستلزم تعرضات مسرطنة للبشر

تستخدم هذه الفئة للعوامل والمزائج وظروف التعرض التي لا تتوافر حولها سوى بيئة محدودة على السرطنة عند البشر مع بيئة أقل من المستوى الكافي على السرطنة عند حيوانات التجربة كما يمكن استخدامها عند وجود بيئة غير كافية على السرطنة عند البشر. مع وجود بيئة كافية على السرطنة عند حيوانات التجربة. ويمكن في بعض الأمثلة وضع العامل أو المزيج أو ظروف التعرض التي لا تتوافر حولها بيئة كافية على السرطنة عند البشر ولكن تتوافر حولها بيئة محصورة على السرطنة عند حيوانات التجربة بالإضافة إلى البيئة الداعمة المستمدة من معطيات أخرى ذات صلة بهذا الموضوع.

المجموعة 3: العامل (المزيج أو ظروف التعرض) لا يمكن تصنيفه بالنظر إلى سرطنته للبشر
تستخدم هذه الفئة أكثر ما تستخدم للعوامل والمزائج وظروف التعرض التي تكون البيئة على السرطنة عند البشر غير كافية في حالتها وغير كافية أو محدودة عند حيوانات التجربة. ويمكن شكك استثنائي. وضع العوامل (المزيج) التي تكون بيئة السرطنة عند البشر غير كافية في حالتها ولكنها كافية عند حيوانات التجربة في هذه المجموعة عندما يكون هناك دليل قوي على أن آلية السرطنة عند الحيوانات لا تعمل عملها عند البشر كما نوصي في هذه الفئة للعوامل والمزيج وظروف التعرض التي لا تدخل في أي مجموعة أخرى

المجموعة 4: العامل (المزيج) لا يحتمل أن يكون مسرطناً للبشر

تستخدم هذه الفئة للعوامل أو المزائج التي تتوافر حولها بيئة تشير إلى انعدام السرطنة عند البشر وعند حيوانات التجربة. وفي بعض الأمثلة. يمكن أن تصنف في هذه المجموعة العوامل أو المزائج التي لا تتوافر حولها بيئة كافية على السرطنة عند البشر. ولكن تتوافر بيئة تشير إلى انعدام السرطنة عند حيوانات التجربة مدعومة بقوة وعلى نحو ثابت بمعطيات أخرى ذات صلة بها على نطاق واسع

أورام في الحيوانات أو البشر من دون أن تمارس نشاطاً ساماً للجين، بل تعمل من خلال آلية غير مباشرة ويعتمد بوجه عام بوجود جرعة ذات عتبة لهذه المسرطنات غير السامة للجين. ولكي يتم التمييز بالنسبة لآلية السرطنة الضمنية، جرى تقييم كل مركب تبين أنه مُسرطن على أساس أخذ كل حالة على حدة، على أن تؤخذ بعين الاعتبار بيئة سُميّة الجين، ومجال الأنواع المتأثرة ومدى وثاقفة صلة البشر بالأورام المشاهدة في حيوانات التجربة.

أما المُسرطنات التي يتوفر حولها دليل مقنع يشير إلى وجود آلية غير سامة للجين، فكان يتم حساب القيم الدلالية من أجلها باستخدام أسلوب المدخول اليومي المعكّن تحمّله (TDI) كما هو مبين في الفترة 3 - 4 - 1.

دلائل جودة مياه الشرب

أما في حالة المركبات التي تعتبر مسرطنات سامة للجين. فقد تم تحديد القيم الدلالية باستخدام نموذج رياضي، وقدمت القيم الدلالية على أنها تركيز في مياه الشرب مرتبط باحتمال مفرط لخطر السرطان على مدى العمر مقداره 10^{-10} (حالة سرطانية إضافية لكل 010 000 من السكان المبتلعين لمياه الشرب المحتوية على مادة تصل إلى القيمة الدلالية على مدى 70 عاماً). ويمكن حساب التركيزات المرتبطة باحتمال مفرط لخطر السرطان على مدى العمر والتي يبلغ مقدارها 10^{-10} و 10^{-10} على أساس ضرب القيمة الدلالية بـ 10^{-10} ثم تقسيمها. أما الحالات التي يكون فيها التركيز المرتبط باحتمال مفرط لخطر السرطان على مدى العمر مقداره 10^{-10} ، غير عملي نظراً للتقنية التحليلية وتقنية المعالجة غير الملائمة، فقد وضعت لها قيمة دلالية مؤقتة على مستوى قابل للتطبيق كما تم عرض احتمال خطر السرطان المقدّر المرتبط بهذه الحالات.

وعلى الرغم من وجود نماذج متعددة، فقد جرى اعتماد النموذج المحوّل إلى الصيغة الخطية والمتعدد المراحل بوجه عام في وضع هذه الدلائل. وكما أشير في الجزء 2، اعتبرت بعض النماذج الأخرى أكثر ملائمة في بعض الحالات القليلة.

وعلى أية حال، يجب التأكيد على أن القيم الدلالية الخاصة بالمركبات المسرطنة المحسوبة باستخدام النماذج الرياضية يجب اعتبارها في أفضل حالاتها على أنها تقدير تقريبي لخطر السرطان المحتملة. وهذه النماذج لا تأخذ عادة في الاعتبار عدداً من الاعتبارات البيولوجية الهامة مثل حرائك الدواء، وإصلاح الدنا (الحمض الريبي النووي المنزوع الأوكسجين)، فوآليات الحماية المناعية. وعلى أية حال، فالنماذج المستخدمة نماذج تحفظية (تحمّل على التحفظ) ويحتمل أن يكون فيها خطأ ناجم عن الإفراط في الحذر.

لإدخال الاختلافات في النسب الاستقلابية بين حيوانات التجربة والبشر في الحساب - إذ أن الأولى ترتبط مع نسبة باحات سطح الجسم ترابطاً أوثق من ترابطها مع أوزان الجسم - يطبق أحياناً تصحيح نسبة باحة السطح إلى وزن الجسم على تقديرات كمية لاحتمال خطر السرطان مشتقة على أساس نماذج الاستيفاء الخاصة بالجرعة المنخفضة. وتؤدي تضمين هذا العامل إلى زيادة احتمال الخطر بحوالي مرتبة واحدة من الارتفاع (تبعاً للنوع الذي ارتكزت عليه التقديرات). كما يزيد من احتمال الخطر المقدّر على أساس الدراسات الجارية على القثران بالقياس إلى نظيره عند الجرذان وينطوي تضمين هذا العامل على تحفظ مفرط، وخصوصاً بالنظر إلى حقيقة أن الاستيفاء الخطي هو الأرجح أن يكون تقديره لاحتمال الخطر في حالة الجرعات المنخفضة مبالغاً فيه، وقد استنتج كرومب وآخرون في عام 1989 "أن جميع مقاييس الجرعات ما عدا نسبة الجرعة إلى وحدة وزن الجسم تؤدي إلى مغالاة في تقدير احتمال الخطر على البشر".⁽¹⁾ وعليه، فقد تم وضع القيم الدلالية الخاصة بالملوثات المسرطنة على أساس التقديرات الكمية لاحتمال الخطر التي لم يجر تصحيحها بالنظر إلى نسبة باحة السطح إلى وزن الجسم.

⁽¹⁾ Crump K., Allen B., Shipp A. اختبار مقاييس الجرعة لاستيفاء احتمال خطر انتقال السرطنة من الحيوان للإنسان. استفتاء تجريبي لـ 23 مادة كيميائية المنزلية الصحية 1989، 57 المجلد 1، 387 - 393.

5.3 المزايج

توجد الملوثات الكيميائية لإمدادات مياه الشرب مقترنة مع العديد من المتومات العضوية واللاعضوية الأخرى. وقد تم حساب القيم الدلالية على نحو منفصل لكل مادة على حدة من دون اعتبار نوعي لاحتمال تفاعل كل مادة مع المركبات الأخرى الموجودة. وعلى أية حال، يعتبر هامش السلامة المتضمن في أغلبية القيم الدلالية كافياً للوفاء بمتتضيات مثل هذه التفاعلات المحتملة. ويضاف إلى ذلك أن أغلبية الملوثات لن تكون موجودة في حالة التركيزات الخاصة بالقيمة الدلالية أو القريبة منها

وقد تكون هناك، على أية حال، مناسبات يوجد فيها عدد من الملوثات ذات تأثيرات سمية متشابهة في مستويات قريبة من القيم الخاصة بكل منها. وفي مثل هذه الحالات، يجب اتخاذ القرارات بصدد الإجراء المناسب مع أخذ الظروف المحلية بعين الاعتبار. وما لم تتوافر بيئة تثبت العكس، يظل من المناسب أن نفترض أن الآثار السمية لهذه المركبات آثار مضافة

6.3 بيانات موجزة

3- 6- 1 المتومات اللاعضوية

الألومنيوم Aluminium

الألومنيوم عنصر وافر واسع الانتشار. يشمل نحو 8% من القشرة الأرضية. وتستخدم مركبات الألومنيوم على نطاق واسع مخترات في معالجة المياه المخصصة للإمدادات العامة وكثيراً ما يرجع وجود الألومنيوم في مياه الشرب إلى أشكال من العجز في مراقبة وتشغيل العملية. ويمكن أن يحدث التعرض البشري بطرق شتى قد تسهم فيها مياه الشرب بأقل من 5% من الدخول الإجمالي.

وتم يتم التوصل إلى الفهم الجيد لعملية استقلاب الألومنيوم في الإنسان ولكن يظهر أن الألومنيوم اللاعضوي يتم امتصاصه على نحو ضئيل وأن معظم الألومنيوم المتصير يطرح بسرعة في البول

والألومنيوم ذو سمية منخفضة في الحيوانات المخبرية، وقد توصلت لجنة الخبراء المشتركة لمنظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية إلى مدخول أسبوعي مؤقت يمكن تحمله يبلغ 7 مغ/كغ من وزن الجسم في عام 1988 واستند هذا إلى دراسات على فوسفات الألومنيوم (الحمضية)، أما الصيغة الكيميائية للألومنيوم في مياه الشرب فمختلفة

وقد تبين في بعض الدراسات، أن الألومنيوم يرتبط مع الآفات الدماغية في مرض آلزهايمر، وفي كثير من الدراسات البيئية الوبائية كان مرض آلزهايمر مرتبطاً بوجود الألومنيوم داخل مياه الشرب. ويجب تفسير هذه التحليلات البيئية بحذر كما يجب التأكيد من صحتها من خلال دراسات وبائية تحليلية.

وهناك حاجة إلى مزيد من الدراسات، إلا أن توازن البيئة الوبائية والفيزيولوجية الموجودة في الوقت الحاضر لا يدعم الدور السببي للألومنيوم في مرض آلزهايمر. لذلك لم

دلائل جودة مياه الشرب

تُسجل قيمة دلالية من أجل الصحة. وعلى كل حال، فتركيز الألومنيوم انبألغ قدره 0.2 مغ/لتر في مياه الشرب يوفر حلاً وسطاً بين الاستخدام العملي لأصلاح الألومنيوم في معالجة المياه بين تبدل اللون في المياه التي يتم توزيعها (انظر الصفحة 124).

الأمونيا (النشادر) Ammonia

يشمل مصطلح الأمونيا الأنواع غير المؤينة (NH_3) والمؤينة (NH_4^+) وتنشأ الأمونيا في البيئة من العمليات الاستقلابية، والزراعية، والصناعية، ومن التطهير بالكلوامين. وتكون المستويات الطبيعية في الأرض ومياه الآبار في العادة دون 0.2 مغ/لتر. ويمكن أن تصل في مياه الآبار اللاحقوائية 3 مغ/لتر. ويمكن للترية المكثفة لحيوانات الزراع أن تؤدي إلى مستويات أعلى كثيراً في المياه السطحية. ويمكن أن ينشأ التلوث بالأمونيا أيضاً عن بطانات الأنابيب المصنوعة من الملائد الأسستتي. ويعد وجود الأمونيا في المياه مؤشراً على تلوث ممكن بالجراثيم أو مياه المجاريير أو الفضلات الحيوانية.

تعد الأمونيا مكوناً أساسياً في استقلاب الثدييات. ويعتبر التعرض من جهة المصادر البيئية غير ذي أهمية بالمقارنة مع التخليق الداخلي المنشأ للأمونيا ولا تلاحظ الآثار السمية إلا في حالات التعرض الذي يتجاوز حوالي 200 مغ/كغ من وزن الجسم. إن وجود الأمونيا في مياه الشرب ليس له صلة وثيقة مباشرة بالصحة. ولذلك، لم تقترح قيم دلالية من أجل الصحة. وعلى أية حال، يمكن للأمونيا أن تنقص من فعالية التطهير، كما تؤدي إلى تشكل النتريت في نظم التوزيع، ويتسبب في قصور مرشحات إزالة المنغنيز. بالإضافة إلى أنه يسبب مشاكل تتصل بالظلم والرائحة (انظر ص 124).

الأنثيمون Antimony

توجد أملاح الأنثيمون أو مركبات عضوية منه بصورة نموذجية في الغذاء وفي المياه بمستويات منخفضة وتبلغ التركيزات المُبلَّغ عنها للأنثيمون في مياه الشرب في العادة أقل من 4 ميكروغرام/لتر. ويبلغ المدخول القوتي المقدّر للبالغين حوالي 0.02 مغ في اليوم. وعندما يأخذ لحام الأنثيمون - القصدير في الحلول محل اللحام الرصاصي، يمكن أن يزداد التعرض للأنثيمون في المستقبل.

وقد توصلت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان إلى استنتاج مؤداه أن ثالث أكسيد الأنثيمون يمكن أن يكون مسرطناً للبشر بتقييمه الشامل المبني على التعرض عن طريق الاستنشاق (المجموعة 2ب). كما أن ثلاثي سلفيد الأنثيمون غير ممكن التصنيف فيما يخص سرطنته للبشر (المجموعة 3).

وفي دراسة عمر محدد تعرض فيها الجرذان للأنثيمون في مياه الشرب على مستوى جرعة مفردة مقدارها 0.43 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، كانت التأثيرات المشاهدة هي التعمير المتناقص وتبدل مستويات الغلوكوز والكوليسترول في الدم. ولم تلاحظ آثار فيما يتعلق بوقوع أورام حميدة أو خبيثة.

وجرى تطبيق عامل ارتباط مقدار 500 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين النوعين) 5 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ) واستخدم هذا العامل لحالة مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بمقدار 0.43 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. مما أدى إلى مدخول يومي يمكن

3 - الجوانب الكيميائية

تحمله، ومقداره 0.86 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. ويؤدي تخصيص 10% من المدخول اليومي الذي يمكن تحمله لمياه الشرب إلى تركيز مقداره 0.003 مغ/لتر (رقم مدور). وهو المقدار الذي لا يصل إلى حدود التحليل الكمي العملي. ولذلك وضعت القيمة الدلالية المؤقتة للأنثيمون عند مستوى تقدير كمي عملي مقداره 0.005 مغ/لتر. وهذا يؤدي إلى هامش سلامة يبلغ ما يقارب 250 ضعف التأثيرات الصحية المحتملة المحسوبة على أساس مستوى الأثر الضار الأدنى الذي يمكن تحمله، ومقداره 0.43 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم والملاحظ في دراسة العمر المحدد للجرذان.

الزرنيخ Arsenic

ينتشر الزرنيخ انتشاراً واسعاً في أنحاء القشرة الأرضية ويستخدم تجارياً. في المقام الأول، في عوامل خلط المعادن. ويدخل المياه عن طريق انحلال المعادن والفلات الواردة مع الصبوبات الصناعية ومن الرواسب الواردة من الجو، وترتفع أحياناً تركيزاته الموجودة في مياه الآبار في بعض المناطق نتيجة لمواد التآكل الواردة من مصادر طبيعية. ويقدر المدخول اليومي المتوسط من الزرنيخ اللاعضوي في المياه بأنه مشابه للمدخل الوارد من الطعام. أما المدخول عن طريق الهواء، فليس له أهمية تذكر.

والزرنيخ اللاعضوي مسرطن موثق للبشر وقد جرى تصنيفه من قبل الوكالة الدولية لأبحاث السرطان في المجموعة 1. ولوحظ وقوع معدل إصابات مرتفع نسبياً بسرطان الجلد وربما بغيره من أمراض السرطان التي تزداد بزيادة الجرعة والعمر لدى السكان الذين يبتلعون المياه المحتوية على تركيزات عالية من الزرنيخ.

ولم تتبين صفة الزرنيخ المسرطنة في المقاييس الحيوية المحدودة في أنواع الحيوانات المتوفرة، إلا أنه أعطى نتائج إيجابية في الدراسات المصممة لتقييم احتمال تشجيعه لظهور الأورام. كما لم يثبت كون الزرنيخ مُطَفِئاً في المقاييس الجرثومية ومقاييس الثدييات. على الرغم من ثبوت تحريضه للزرنيخ الصبغي في نماذج متنوعة من الخلايا المزروعة. بما في ذلك الخلايا البشرية. ولم تلاحظ مثل هذه التأثيرات في الأحياء.

ولم تكن المعطيات التي تربط بين السرطانات الداخلية وابتلاع الزرنيخ في مياه الشرب كافية للتقدير الكمي للمخاطر. وعوضاً عن ذلك، ونظراً لسرطنة الزرنيخ الموثقة للبشر في مياه الشرب. فقد تم تقدير احتمال خطر سرطان الجلد على مدى العمر باستخدام نموذج متعدد المراحل وعلى أساس المشاهدات لدى جمهرة تبتلع مياه الشرب الملوثة بالزرنيخ. فقد تم حساب التركيز المرتبط باحتمال خطر مفرط لسرطان الجلد على مدى العمر، يبلغ قدره 10⁻¹⁰.

فكانت النتيجة 0.17 ميكروغرام/لتر. ومثل هذه القيمة، يمكن أن تنطوي على مبالغة في تقدير الخطر الفعلي لسرطان الجلد بسبب الإسهام الممكن لعوامل أخرى تسبب وقوع المرض في الجمهرة وبسبب تبدلات الجرعات الممكنة في الاستقلاب والمرتبطة بالجرعات والتي قد يتعذر أخذها بعين الاعتبار. ويضاف إلى ذلك، أن هذه القيمة لا تصل إلى حدود التحديد الكمي العملي البالغة 10 ميكروغرام/لتر.

ومع إدخال الأمل في تخفيض تركيز هذا الملوث المسرطن في مياه الشرب في الحسبان، تُحدد القيمة الدلالية المؤقتة للزرنيخ في مياه الشرب بمقدار 0.01 مغ/لتر. ويبلغ الخطر الشديد المحتمل لسرطان الجلد على مدى العمر نتيجة التعرض لهذا الملوث 10 × 6.

دلائل جودة مياه الشرب

ويمكن اشتقاق قيمة مشابهة (بافتراض وجود نسبة مقدارها 20% لمياه الشرب) على أساس المدخول اليومي الأقصى المؤقت الذي يمكن تحمله (PMTDI) من أجل الزرنيخ اللاعضوي تبلغ 2 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم تم وضعها من قبل لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية في عام 1983 وتم تأكيدها على أساس مدخول أسبوعي مؤقت يمكن تحمله يبلغ 15 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم للزرنيخ اللاعضوي في عام 1988. ولاحظت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية أن الهامش الموجود بين المدخول الأسبوعي المؤقت الذي يمكن تحمله والمدخول الذي أفادت تقارير الدراسات الوبائية أنه ذو تأثيرات سمية كان ضيقاً.

الأسبست (الأميانت) Asbestos

يدخل الأسبست إلى المياه من خلال انحلال المعادن والفلزات المحتوية على الأسبست وكذلك عن طريق الصبوبات الصناعية وتلوث الجو والأنابيب الإسمنتية الأميانتية الموجودة في نظام التوزيع. ويرجع تشتر ألياف الأميانت عن الأنابيب الإسمنتية الأميانتية إلى الأثر التخريبي لإمدادات المياه. وهناك معطيات محدودة تشير إلى أن التعرض للأسبست المحمول بالهواء المتحرر من مياه الصنابير أثناء الاستحمام بوابل الماء أو الترطيب ليس له أهمية تذكر ومن المعروف أن الأسبست مسرطن للبشر عن طريق الاستنشاق. وعلى الرغم من أنه مدروس دراسة جيدة، لم يتوافر إلا القليل من البيئة المقتبعة بحدود إمكانية سرطنة الأسبست الذي يتم ابتلاعه عن طريق الطعام. في الدراسات الوبائية للجبهات ذات مياه الشرب التي تحتوي على تركيزات عالية من الأسبست. أما في الدراسات الموسعة على الأنواع الحيوانية، فلم يكن الأسبست يؤدي. على نحو ثابت، إلى زيادة وقوع الأورام في السبيل الهضمي وعلى هذا، فليس هناك بيئة ثابتة على أن الأسبست الذي يتم ابتلاعه خطر على الصحة. وبذلك تم الوصول إلى نتيجة مؤداها أنه لا حاجة لوضع قيمة دلالية من أجل الصحة تتعلق بوجود الأسبست في مياه الشرب.

الباريوم Barium

يوجد الباريوم على شكل عدد من المركبات في القشرة الأرضية ويستخدم على نطاق واسع شديد التنوع في التطبيقات الصناعية. إلا أنه يدخل المياه بصورة رئيسية من مصادر طبيعية وعلى وجه العموم، يعتبر الطعام هو المصدر الرئيسي للتعرض للباريوم، وعلى كل حال، ففي المناطق التي ترتفع فيها تركيزات الباريوم في المياه، يمكن أن تسهم مياه الشرب إسهاماً كبيراً في المدخول الإجمالي أما المدخول عن طريق الهواء فليس بذي أهمية. وعلى الرغم من الإبلاغ عن وجود ارتباط بين الوفيات من جراء الأمراض القلبية الوعائية وبين محتوى الباريوم في مياه الشرب في دراسة وبائية وبينية، فإن هذه النتائج لم تتأكد في دراسة تحليلية وبائية لنفس الجبهة. فضلاً عن ذلك، لم تشر دراسة قصيرة الأجل على عدد قليل من المتطوعين إلى مؤشر ثابت يشير إلى آثار قلبية وعائية ضائرة عقب التعرض للباريوم بدرجات تركيز تصل إلى 10 مغ/لتر في المياه. وعلى أية حال، كان هناك زيادة في ضغط الدم الانقباضي عند الجرذان التي تعرضت لتركيزات منخفضة نسبياً من الباريوم في مياه الشرب.

3. الجوانب الكيميائية

وقد اشتملت قيمة دلالية مقدارها 0.7 مغ/لتر (عدد مدور) باستخدام مستوى أثر ضائر غير ملاحظ مقدار 7.3 مغ/لتر من أدق الدراسات الوبائية التي أجريت حتى اليوم. إذ لم تظهر فيها فوارق هامة في ضغط الدم أو انتشار مرض قلبي وعائي بين مجموعة ذات مياه شرب تحتوي على تركيز وسطي من الباريوم يبلغ 7.3 مغ/لتر ومجموعة أخرى تبتلع ماءً يحتوي على الباريوم بنسبة 0.1 مغ/لتر. مع تضمين عامل ارتباط قدره 10 لإدخال الاختلاف ضمن النوع الواحد في الحميان.

وهذه القيمة قريبة من تلك المشتقة على أساس نتائج الدراسات السمية في الأنواع الحيوانية وقد تم حساب المدخول اليومي الممكن تحمله (TD₀₁) فبلغ 51 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. على أساس مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ والبالغ 0.51 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة مستمرة على الجرذان مع إدخال عوامل ارتباط قدرها 10 من أجل الاختلاف ضمن النوع الواحد وللاختلاف بين الأنواع، إذ تشير نتائج الدراسة الوبائية المنفذة تنفيذًا جيدًا إلى أن البشر ليسوا أكثر حساسية من الجرذان للباريوم في مياه الشرب. وستكون القيمة المشتقة من هذا المدخول اليومي الممكن تحمله والمبنية على أساس تخصيص 20% لمياه الشرب 0.3 مغ/لتر (عدد مدور).

Beryllium البيريليوم

للبيريليوم عدد من الاستخدامات الصغرى الهامة، والمبنية في أغلب الأحيان على مقاومته للحرارة. وهو يوجد على نحو غير متواتر في مياه الشرب ولا يوجد إلا بتركيزات منخفضة جدًا تقل في العادة عن 1 ميكروغرام/لتر.

ويبدو أنه بطيء الامتصاص داخل القناة الهضمية. وقد صُنّف البيريليوم ومركبات البيريليوم من قبل الوكالة الدولية لأبحاث السرطان على أنه مسرطن محتمل للبشر (المجموعة 2A) على أساس دراسات التعرض المهني والدراسات الخاصة بالاستنشاق على الحيوانات المخبرية. ولا تتوافر دراسات وافية يمكن بها الحكم بأن البيريليوم يسرطن من خلال التعرض عن طريق الفم.

وتبين أن البيريليوم يتفاعل مع الدنا (الحمض الريبي النووي المخزوع الأكسجين) (DNA) ويسبب طفرات الجينات، وأشكالاً من الزيج الصبغي، وتبادل شقّي الصبغي الأَخوي في الخلايا الجسدية المزروعة للثدييات، على الرغم من أنه لم يتبين أنه مُخَطِّر في نظم الاختبار الجرثومية.

ولا تتوافر معطيات شفهية مناسبة يمكن أن تبني على أساسها قيمة دلالية يمكن دعمها من الناحية السمية. وعلى أية حال، فلا يبدو من المرجح أن تشكل التركيزات المنخفضة جدًا من البيريليوم، الموجودة عادة في مياه الشرب أي مخاطر على المستهلكين.

Boron البورون

يستخدم البورون النقي بشكل رئيسي في المواد البنيوية المركبة. كما تستخدم مركبات البور في بعض المنظفات والعمليات الصناعية. وتتحلّر مركبات البورون في المياه من الصبوبات الصناعية والمنزلية. ويوجد البورون عادة في مياه الشرب بتركيزات دون 1 مغ/لتر. ولكن

دلائل جودة مياه الشرب

بعض المستويات الأعلى شوهدت نتيجة ظهور البورون بشكل طبيعي. ويقدر إجمالي المدخول اليومي من البورون بما يتراوح بين 1 و 5 مغ. وعندما يعطى البورون بشكل بورات أو حمض البوريك يتم امتصاصه بسرعة وبصورة كاملة تقريباً في القناة الهضمية ويتم إفراغه بشكل رئيسي عن طريق الكلى. ويؤدي تعرض الإنسان لأجل طويل لمركبات البورون إلى تهيج طفيف في المعدة والأمعاء. ولوحظ من خلال الدراسات الطويلة الأجل والقصيرة الأجل التي أجريت على الحيوان وفي الدراسات الإنجابية على الجرذان وجود ضمور خصوي. ولم يثبت أن البورات وحمض البوريك مُتفرغان في نظم اختبار متنوعة في الحي. كما لم تلاحظ زيادة في وقوع الأورام خلال دراسات السرطنة الطويلة الأمد على الفئران والجرذان. وقد تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله مقداره 88 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتباط مقداره 100 (للاختلاف بين الأنواع والاختلاف ضمن النوع الواحد) على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ، من أجل الضمور الخصوي بنسبة 8.8 مع كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة قوتية لمدة سنتين أجريت على الكلاب. وهذه الدراسة تعطي قيمة دلالية للبورون قدرها 0.3 مغ/لتر (عدد مدور) مع تخصيص نسبة 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. ويجب أن نلاحظ، على أية حال، أن مدخول البورون من الطعام يصعب تمييزه كما أن إزالته بمعالجة مياه الشرب تبدو صعبة أيضاً.

الكاديوم Cadmium

يستعمل معدن الكاديوم في صناعة الفولاذ والبلاستيك. كما تستخدم مركبات الكاديوم على نطاق واسع في البطاريات. ويتحرر الكاديوم في البيئة في الفضلات السائلة وينشأ التلوث المنتشر بالتلوث من جراء الأسمدة وتلوث الهواء المحلي. كما يمكن أن ينشأ التلوث في مياه الشرب عن الشوائب الموجودة في زنك الأنابيب المغلفة واللحام وغيرها من التجهيزات المعدنية. على الرغم من أن المستويات الموجودة في مياه الشرب هي عادة دون 1 ميكروغرام/لتر. والطعام هو المصدر الرئيسي للتعرض اليومي للكاديوم ويتراوح المدخول اليومي منه عن طريق الفم بين 10 - 35 ميكروغرام. كما يعتبر التدخين مصدراً إضافياً هاماً للتعرض للكاديوم.

تتوقف عملية امتصاص مركبات الكاديوم على قابلية ذوبان المركبات. ويتراكم الكاديوم بشكل رئيسي في الكلى وله عمر نصفي بيولوجي طويل في الإنسان يبلغ 10 - 35 سنة. وهناك بيئة على أن الكاديوم يَسْرطن عن طريق الاستنشاق. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان الكاديوم ومركبات الكاديوم في المجموعة 2. وعلى أية حال، فليس هناك بيئة على أنه يَسْرطن عن طريق الفم. كما لا توجد بيئة واضحة على أنه سام للجينات.

وتعد الكلى العضو المستهدف الرئيسي لسُمِّية الكاديوم. ويبلغ التركيز الحرج للكاديوم في القشرة الكلوية والذي يمكن أن ينجم عنه انتشار بنسبة 10% من البيلة البروتينية ذات الوزن الجزيئي المنخفض لدى السكان عامة حوالي 200 مغ/كغ، ويمكن الوصول إليه بعد مدخول يومي من القوت يبلغ حوالي 175 ميكروغرام للفرد على مدى 50 عاماً.

3 - الجوانب الكيميائية

ومع افتراض وجود معدل امتصاص للكاديوم القوتي قدره 5% ومعدل إفراغ يومي قدره 0.005% من عبء الجسم، استنتجت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية أنه إذا لم تتجاوز مستويات الكاديوم في القشرة الكلوية 50 مغ/كغ، فإن المدخول الإجمالي من الكاديوم يجب أن لا يتجاوز 1 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم. وبناء على ذلك تم تحديد المدخول الأسبوعي الموقت الممكن تحمله (PTWI) بمقدار 7 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم وقد تبين أن الهامش بين المدخول الأسبوعي الموقت الممكن تحمله والمدخول الأسبوعي الفعلي من الكاديوم عند عامة السكان هامش ضيق، لا يصل إلى 10 أضعاف، بل يمكن أن يكون أضيق من ذلك عند المدخنين وقد تم تحديد القيمة الدلالية للكاديوم بمقدار 0.003 مغ/لتر على أساس تخصيص نسبة 10% من المدخول الأسبوعي الموقت الممكن تحمله لمياه الشرب.

الكلوريد Chloride

ينشأ الكلوريد في مياه الشرب عن المصادر الطبيعية ومياه المجاري والصناعات الصناعية أو مسيل مياه المدن المحتوية على الملح المانع للتجمد أو المحاليل الملحية الدخيلة. والمصدر الأساسي للتعرض البشري للكلوريد هو إضافة الملح إلى الطعام، وهذا المدخول هو عادة أكبر بكثير من المدخول الذي يأتي عن طريق مياه الشرب. وتؤدي تراكيزات الكلوريد الزائدة إلى زيادة معدلات أنتكالم المعادن الموجودة في نظام التوزيع. تبعاً لدرجة قلوية المياه. وهذا ما يمكن أن يؤدي إلى وجود تراكيزات متزايدة من المعادن في إمدادات المياه. ولم تُستَرح أي قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة للكلوريد في مياه الشرب وعلى أية حال، يمكن لتراكيزات الكلوريد الزائدة، البالغة حوالي 250 مغ/لتر أن تؤدي إلى وجود مذاق للعياء يمكن استبانه (انظر الصفحة 124)

الكروم Chromium

ينتشر الكروم على نطاق واسع في القشرة الأرضية. ويمكن أن يوجد في تكافؤات من 2+ إلى 6+ وبلغ إجمالي تراكيزات الكروم في مياه الشرب عادة أقل من 2 ميكروغرام/لتر، على الرغم من أن التقارير أفادت عن وجود تراكيزات عالية تصل إلى 120 ميكروغرام/لتر. وعلى وجه العموم، يبدو أن الطعام هو المصدر الرئيسي للمدخول. وامتصاص الكروم بعد التعرض الفموي بطيء نسبياً ويتوقف على حالة التأكسد. والكروم (6) أيسر امتصاصاً في القناة الهضمية من الكروم (3) ويمكنه أن ينفذ من الأغشية الخلوية

ولا تتوفر دراسات كافية حول سمّيته لتوفير قاعدة من أجل مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ ولم تلاحظ زيادة في وقوع الأورام في دراسة طويلة الأجل للسرطنة عند الجرذان التي أعطيت الكروم (3) عن طريق الفم. وبعد الكروم (6) مُسرّطناً للجرذان عن طريق الاستنشاق. على الرغم من أن المعطيات المحدودة المتوافرة لا تقدم بيئة على السرطنة بالطريق الفموي وقد كشفت الدراسات الوبائية عن وجود ارتباط بين التعرض للكروم (6) بطريق الاستنشاق وبين سرطان الرئة وصنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان. الكروم (6) في المجموعة 1 (المسرطنات البشرية) والكروم (3) في المجموعة 3.

دلائل جودة مياه الشرب

ومركبات الكروم(6) نشيطة في طائفة واسعة من اختبارات السمية للجينات في المختبر. وفي الحي خلافا لمركبات الكروم(3). ويمكن خفض النشاط المضطر للكروم(6) أو إلغاؤه بتخفيض العوامل مثل العصارة المعدية البشرية. وكان التفكير يتجه مبدئياً إلى اشتقاق قيم دلالية مختلفة للكروم(3) والكروم(6) وعلى أية حال، فالطرق التحليلية الحالية تستحسن وضع قيمة دلالية للكروم على الإجمال. ولما كان الكروم(6) مُسرطناً عن طريق الاستنشاق وساماً للجينات، فقد تعرضت القيبة الدلالية الحالية 0.05 مغ/لتر للشكوك والاعتراضات، إلا إن المعطيات السمية المتوافرة لا تدعم فكرة اشتقاق قيمة جديدة. وتم الاحتفاظ بالقيمة الدلالية 0.05 مغ/لتر. من باب الإجراء العملي وهي قيمة لا يحتمل أن تسبب مخاطر كبيرة على الصحة، كقيمة دلالية مؤقتة إلى أن تتوافر معلومات إضافية وتتسنى إعادة تقييم الكروم.

النحاس Copper

تنخفض مستويات النحاس في مياه الشرب في العادة إلى مجرد بضعة ميكروغرامات في اللتر الواحد. إلا أن اللحام المحتوي على مركبات الرصاص قد يؤدي إلى تركيزات تزداد زيادة كبيرة. ويمكن أن تصل التركيزات إلى عدة ميلليغرامات في اللتر بعد فترة ركود داخل الأنابيب.

والنحاس عنصر أساسي، ويبلغ المدخول منه عن طريق الغذاء في الأحوال العادية 1 - 3 مغ/يوم. وتتوقف نسب امتصاص واحتباس النحاس عند البالغين على المدخول اليومي. وبالنسبة فإن الحمل الزائد للنحاس غير مرجح. ويمكن ملاحظة التهييج المعدي الحاد عند بعض الأفراد بتركيزات في مياه الشرب تتجاوز 3 مغ/لتر. أما عند البالغين المصابين بتنكس كبدى عدسي، فتكون آلية ضبط النحاس مصابة بخلل ويمكن للابتلاع الطويل الأجل أن يؤدي إلى تشمع الكبد.

واستقلاب النحاس عند الأطفال، غير متطور جيداً خلافاً لما هو عند البالغين، ويحتوي كبد الرضيع المولود حديثاً على أكثر من 90% من حمل الجسم مع مستويات منه أعلى بكثير من المستويات الموجودة عند البالغين. ومنذ عام 1984، كان هناك بعض المخاوف من إمكانية وجود علاقة للنحاس الموجود في مياه الشرب بمرض التشمع الكبدى في الطفولة المبكرة عند الأطفال الذين يتم إطعامهم عن طريق الزجاجات، على الرغم من عدم تأكيد ذلك.

وفى عام 1982، اقترحت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية اعتماد حداً أقصى للمدخل اليومي المؤقت الذي يمكن تحمله مقداره 0.5 مغ/كغ من وزن الجسم، بالاستناد إلى دراسة قديمة نوعاً ما أجريت على الكلاب. وبعد تخصيص حصة مقدارها 10% من المدخل اليومي الأقصى المؤقت الممكن تحمله لمياه الشرب، تم حساب القيمة الدلالية المؤقتة من أجل الصحة التي بلغ مقدارها 2 مغ/لتر (رقم مدور). وهذه الدراسة لم تأخذ بعين الاعتبار الاختلافات في استقلاب النحاس في الوليد. وعلى أية حال، فالتركيز الذي يبلغ مقداره 2 مغ/لتر يفترض أن يتضمن هامشاً كافياً من السلامة للأطفال الذين يتم إطعامهم عن طريق الزجاجات، لأن مدخولهم من النحاس من المصادر الأخرى منخفض في العادة.

3- الجوانب الكيميائية

وبالنظر إلى الشكوك المتبقية حول سمية النحاس في الإنسان، تعتبر القيمة الدلالية مؤقتة. ويمكن أن يؤدي النحاس إلى مشاكل تتعلق بالمذاق (انظر الصفحة 125).

Cyanide الميانيد

تتميز السمية الحادة للميانيد بالارتفاع ويمكن أن توجد مركباته في بعض الأطعمة، وخصوصاً في بعض البلدان النامية، كما يُعثر عليها أحياناً في مياه الشرب وبصورة رئيسية نتيجة للتلوث الصناعي.

وقد لوحظت التأثيرات على الغدة الدرقية وخصوصاً على الجهاز العصبي لدى بعض الجمهرات نتيجة الاستهلاك الطويل الأجل لنبات الكسافة (المانيق) غير المعالج معالجة كافية والذي يحتوي على مستويات عالية من الميانيد. ويبدو أن هذه المشكلة تناقصت إلى حد بعيد لدى سكان غرب أفريقيا حيث كانت التقارير تتحدث عن انتشارها الواسع، على أثر تغيير طرق المعالجة والتحسين العام في الوضع الغذائي.

ولا يوجد سوى عدد محدود جداً من الدراسات السمية التي تصلح لاشتقاق قيمة دلالية كما يوجد في بعض المنشورات المطبوعة ما يشير إلى أن الخنازير يمكن أن تكون أكثر حساسية من الجرذان. ولا يوجد إلا دراسة واحدة لوحظ فيها مستوى تأثير واضح يصل إلى 1.2 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، على الخنازير المعرضة لفترة 6 شهور. وكانت الآثار التي تمت ملاحظتها في الأنماط السلوكية والكيمياء الحيوية للمصل.

وباستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته، والمأخوذ من هذه الدراسة مع تطبيق عامل ارتباط قدره 100 لكي يعكس الاختلاف بين الأنواع والاختلاف ضمن النوع الواحد (لم يعتبر أي عامل إضافي يتصل بمستوى الأثر الضائر الذي يمكن ملاحظته، ضرورياً بسبب الشكوك حول الأهمية البيولوجية للتغيرات التي تمت ملاحظتها)، وتم حساب الدخول اليومي الذي يمكن تحمله فكان مقداره 12 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم.

وخصصت حصة قدرها 20% من الدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب، لأن التعرض للميانيد من مصادر أخرى ضئيل عادة، ولأن التعرض من جهة المياه لا يكون إلا متقطعاً. وقد أدى هذا إلى قيمة دلالية بلغ مقدارها 0.07 مغ/لتر (عدد مذوّن) وهي قيمة تعتبر واقية من التعرض الحاد والطويل الأجل.

Fluoride الفلوريد

يشكل الفلوريد نحو 0.3 مغ/كغ من القشرة الأرضية وتستخدم مركبات الفلور اللاعضوية في إنتاج الألومنيوم، ويتحرر الفلوريد أثناء صنع واستخدام الأسمدة الفوسفاتية التي تحتوي على نسبة تصل إلى 4% من الفلورين.

وتتوقف مستويات التعرض اليومي للفلوريد على المنطقة الجغرافية فإذا كان القوت يحتوي على السمك والشاي، فمن الممكن أن يكون التعرض عن طريق الطعام مرتفعاً بشكل خاص. ويمكن للأطعمة الأخرى والتلوث داخل الغرف، في مناطق معينة، أن يسهما إسهاماً كبيراً في مجمل التعرض. كما يمكن أن ينجم مدخول إضافي عن استعمال معاجين الأسنان المحتوية على الفلوريد.

ويتوقف التعرض للفلوريد من مياه الشرب على الظروف الطبيعية إلى حد بعيد أما مستوياته في المياه غير المعالجة فهي عادة دون 1.5 مغ/لتر، ولكن يمكن أن تحتوي مياه

دلائل جودة مياه الشرب

الآبار على حوالي 10 مغ/لتر في المناطق الغنية بالمعادن المحتوية على الفلوريد ويمكن إضافة الفلوريد في بعض الأحيان إلى مياه الشرب لمنع تسوس الأسنان. ويتم امتصاص الفلوريد المحلول بيسر وسهولة عن طريق القناة الهضمية بعد دخوله في مياه الشرب.

وفي عام 1987، صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان أشكال الفلوريد اللاعضوي في المجموعة 3، وبالرغم من وجود بيئة ملتبسة على السرطنة في إحدى الدراسات على الجرذان الذكور، لم تخرج الدراسات الوبائية المستفيضة بأية بيئة على السرطنة عند البشر ولا توجد بيئة تشير إلى ضرورة إعادة النظر في القيمة الدلالية البالغة 1.5 مغ/لتر، والتي وضعت عام 1984. أما التركيزات التي تتجاوز هذه القيمة فهي تتطوي على احتمال خطر متزايد يتمثل في التسمم السني بالفلور، كما أن التركيزات الأكثر ارتفاعاً تؤدي إلى التسمم الهيكلي بالفلور والقيمة أعلى من تلك القيمة التي يوصى بها. من أجل الفلورة الاصطناعية بمصادر المياه ومن المهم بوجه خاص عند وضع مقاييس وطنية خاصة بالفلوريد، دراسة الشروط المناخية وحجم مدخول المياه ومدخول الفلوريد من المصادر الأخرى (كالطعام والهواء مثلاً). أما في المناطق التي تتوفر فيها مستويات عالية من الفلوريد الطبيعي فقد تبين أنه قد يكون من الصعب تحقيق القيمة الدلالية في بعض الظروف بالنظر إلى تقنية المعالجة المتوافرة (انظر الفقرة 6 - 3 - 5).

العسرة Hardness

تتجم العسرة في المياه عن الكلس المنحل فيها، وبدرجة أقل عن المغنيزيوم. ويعبر عنها عادة بأنها الكمية المكافئة من كربونات الكالسيوم ويمكن أن تؤدي العسرة التي تزيد عن 200 مغ/لتر إلى ترسيب قشري، تبعاً للباهاء والقلوية. وخصوصاً في حالة التسخين وتتم المياه اليسرة التي تقل درجة عسرتها عن 100 مغ/لتر بقدرة درء منخفضة ويمكن أن تكون أكالة لأنابيب المياه بدرجة أكبر وعلى الرغم من أن عدداً من الدراسات البيئية التحليلية الوبائية قد أظهرت علاقة عكسية ذات دلالة هامة من الناحية الإحصائية بين عسرة مياه الشرب والمرضى القلبي الوعائي. فإن المعطيات المتوافرة غير كافية للتوصل إلى نتيجة مؤداها أن الترابط سببي. هناك بعض ما يشير إلى أن المياه اليسرة جداً قد تكون لها آثار ضارة على التوازن المعدني. ولكن لم تتوفر الدراسات التفصيلية من أجل التقييم. ولم تقترح أي قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة للعسرة. وعلى أية حال، يمكن لدرجة العسرة في المياه أن تؤثر على مقبوليتها عند المستهلك من حيث المذاق والترسيب القشري (انظر الصفحة 125).

سلفيد الهيدروجين Hydrogen Sulfide

سلفيد الهيدروجين هو غاز ذوائحة كريهة "كالببيض العفن" يمكن الكشف عنها في التركيزات المنخفضة جداً، أي دون 8 ميكروغرام/م³ في الهواء. ويتكون عندما تتحلل السلفيدات في المياه. وعلى أية حال، فيكون مستوى سلفيد الهيدروجين الموجود في مياه الشرب منخفضاً في العادة لأن السلفيدات تتأكسد بيسر وسهولة في المياه المهواة جيداً.

3 - الجوانب الكيميائية

وتعتبر شدة سُمية سلفيد الهيدروجين للبشر عقب إستنشاق الغاز عالية ويمكن ملاحظة تهيج العين عند تركيزات تتراوح بين 15 و30 مغ/م وعلى الرغم من افتقار المعطيات الخاصة بالسمية عن طريق الفم، فليس من الراجح أن يستهلك الفرد جرعة مؤذية من سلفيد الهيدروجين من مياه الشرب ولذلك لم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة. وعلى أية حال، فلا يجوز أن يصل محتوى سلفيد الهيدروجين في مياه الشرب إلى مستوى يمكن من اكتشافه عن طريق التذوق أو الشم (انظر الصفحة 125).

الحديد Iron

الحديد من أكثر المعادن توافراً في القشرة الأرضية ويوجد في المياه الطبيعية العذبة بمستويات تتراوح بين 0.5 إلى 50 مغ/لتر. كما يمكن أن يتوافر الحديد في مياه الشرب نتيجة لاستخدام مخثرات الحديد أو نتيجة لتآكل الفولاذ وحديد الصب أثناء توزيع المياه. والحديد عنصر أساسي في غذاء البشر وتتوقف التقديرات للمتطلبات اليومية الدنيا من الحديد على العمر والجنس والوضع الفيزيولوجي والتوافر البيولوجي للحديد ويتراوح بين حوالي 10 و50 مغ في اليوم.

وكإجراء احتياطي ضد التخزين المفرط للحديد داخل الجسم، وضعت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الصحة العالمية ومنظمة الأغذية والزراعة حول مضافات الأغذية مدخولاً يومياً أقصى مؤقتاً يمكن تحمله مقداره 0.8 مغ/كغ من وزن الجسم. ينطبق على الحديد من كافة مصادره عدا أكاسيد الحديد المستخدمة بمثابة عوامل تلوين، والمكملات الغذائية من الحديد الذي يؤخذ خلال فترة الحمل والإرضاع أو من أجل متطلبات سريرية نوعية. ويؤدي تخصيص نسبة مقدارها 10% من المدخول اليومي الأقصى المؤقت الذي يمكن تحمله لمياه الشرب إلى قيمة مقدارها حوالي 2 مغ/لتر وهي قيمة لا تشكل خطراً على الصحة وسوف يتأثر مذاق ومظهر مياه الشرب عادة تحت هذا المستوى (انظر الصفحة 126) ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة لوجود الحديد في مياه الشرب.

الرصاص Lead

يستعمل الرصاص في المقام الأول في إنتاج بطاريات حمض الرصاص واللحام والطلاء. كما استخدم مركب الرصاص العضويان رابع إيثيل الرصاص ورابع ميثيل الرصاص على نطاق واسع عاملي تشحيم ومانعين للدق في البنزين. على الرغم من أن استعمالهما لهذه الأغراض في كثير من الدول أخذ في التوقف. وبالنظر إلى تناقص استعمال المضافات المحتوية على الرصاص في البنزين واللحام المحتوي على الرصاص في صناعة معالجة الأغذية. تواصل تركيزاته الموجودة في الهواء والطعام انخفاضها، وبشكل مدخوله من مياه الشرب النسبة الأعلى من إجمالي المدخول.

ويوجد الرصاص في مياه الصنابير إلى حد ما نتيجة انحلاله من المصادر الطبيعية وبشكل رئيسي من نظم لحام أنابيب المياه المنزلية التي تحتوي على الرصاص داخل الأنابيب واللحام والتجديدات أو توصيلات الخدمة للمنزل. يتوقف مقدار الرصاص الذائب من شبكات أنابيب المياه على عوامل عدة، بما فيها الباهة، pH ودرجة الحرارة وعسرة المياه وفترة ركود المياه وتبقى المياه اليسيرة الحمضية هي الأكثر إذابة للرصاص.

دلائل جودة مياه الشرب

ويحدث النقل المشيمي الرصاص عند البشر منذ الأسبوع الثاني عشر من الحمل ويستمر خلال تطوره. يمتص الأطفال الصغار الرصاص أكثر من البالغين بما يتراوح بين أربعة أضعاف وخمسة، ويمكن أن يكون عمره النصفي الحيوي أطول بكثير عند الأطفال منه عند البالغين.

والرصاص سامٌ عام يتراكم في الهيكل العظمي ويُعد الرضع والأطفال حتى السادسة من العمر والنساء الحوامل أكثر الفئات استعداداً لتأثيرات الرصاص الصحية الضائرة. وقد لوحظ تثبيط النشاط الأمينو ليفولينيك ديهيدراتاز (سنتاز البروفيلينوجين، أحد الأنزيمات الرئيسية التي يستلزمها التخليق البيولوجي للهيم (الدم)) عند الأطفال مقارنةً بمستويات الرصاص في الدم مقدارها 5 ميكروغرام/ديسيلتر. على الرغم من أن الآثار الضائرة ليست مرتبطة بتثبيط عند هذا المستوى. كما يمكن للرصاص أن يتدخل أيضاً في استقلاب الكلس. سواء بشكل مباشر أم يتدخله في استقلاب الفيتامين د. وقد لوحظت هذه الآثار عند الأطفال مقارنةً بمستويات من الرصاص في الدم تتراوح بين 12 و120 ميكروغرام/ديسيلتر بدون بيئة على وجود عتبة.

ويعتبر الرصاص ساماً لكل من الجهازين العصبيين، المركزي والمحيطي إذ يحرض التأثيرات العصبية والسلوكية المتعلقة بالاعتلال تحت الدماغية وهناك بيئة فيزيولوجية كهربائية على تأثيراته على الجهاز العصبي عند الأطفال الذين تقل مستويات الرصاص في الدم عندهم عن 30 ميكروغرام/ديسيلتر. ويشير توازن الشواهد الذي يستفاد من دراسات المقطع العرضي الوبائية إلى وجود أشكال من الترابط لها دلالتها من الوجهة الإحصائية بين مستويات الرصاص في الدم البالغة 30 ميكروغرام/ديسيلتر أو أكثر ونقائص في حاصل الذكاء بحوالي 4 نقاط عند الأطفال تشير نتائج الدراسات الوبائية الاستباقية إلى أن التعرض للرصاص قبل الولادة يمكن أن يكون له تأثيرات مبكرة على النمو العقلي. لكن هذه الآثار لا تدوم إلى ما بعد السنة الرابعة من العمر. وقد أيدت الأبحاث في المتدمات (وهي أعلى رتب انشيديات) نتائج الدراسات الوبائية، إذ لاحظت وجود تأثيرات سلوكية واستمرارية هامة ناجمة عن التعرض بعد الولادة لمستويات من الرصاص في الدم تتراوح بين 11 و33 ميكروغرام/ديسيلتر.

وقد جرى تحريض الأورام الكلوية في حيوانات التجربة التي تعرضت لتركيزات عالية من مركبات الرصاص الموجودة في القوت، وقامت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان بتصنيف الرصاص ومركبات الرصاص اللاعضوية في المجموعة 2ب (مُسَرِّط بشري ممكن). وعلى أية حال، فهناك بيئة مأخوذة من دراسات أجريت على الإنسان تشير إلى احتمال حدوث تأثيرات سمية عصبية ضائرة إضافة إلى السرطان مع التركيزات المنخفضة جداً من الرصاص وإلى أن اشتقاق قيمة دلالية على هذا الأساس سيكون واقياً من التأثيرات المسرطنة.

وقد قامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية في عام 1986، بوضع مدخول أسبوعي مؤقت يمكن تحمله (PTWI) للرصاص قدره 25 ميكروغرام/كغم من وزن الجسم (مكافئ لـ 3.5 ميكروغرام/كغم من وزن الجسم في اليوم) للرضع والأطفال على أساس أن الرصاص هو سم تراكمي ولا يجوز أن يكون هناك تراكم في حمل الجسم من الرصاص. وبافتراض تخصيص نسبة قدرها 50% لمياه الشرب

3 - الجوانب الكيميائية

لطفل وزنه 5 كغ يتغذى بزجاجة الإرضاع ويستهلك 0.75 لتر من مياه الشرب يوميا. ستكون القيمة الدلالية من أجل الصحة هي 0.01 مغ/لتر (عدد مدون). ولما كان الأطفال يمثلون المجموعة الثانوية الأكثر حساسية في الجمهرة، فإن هذه القيمة الدلالية ستكون واقية لمجموعات الأعمار الأخرى.

وللرصاص صفة استثنائية من حيث أن معظم الرصاص الموجود في مياه الشرب ينجم عن أنابيب المياه في المباني ويتألف العلاج بشكل رئيسي من إزالة أنابيب المياه والتجهيزات التي تحتوي على الرصاص. وهذا يتطلب الكثير من الوقت والمال. ومن المعروف أنه لا يمكن أن تحقق كل المياه مستويات الدلائل بشكل فوري. وفي هذه الأثناء يجب تنفيذ كافة الإجراءات العملية الأخرى لتخفيض مجمل التعرض للرصاص بما في ذلك مكافحة الانسكاف.

المنغنيز Manganese

المنغنيز من أكثر المعادن وفرة في القشرة الأرضية ويوجد عادة مع الحديد. ويمكن أن تصل تركيزات المنغنيز الذائب في الأرض والمياه السطحية الفقيرة بالأوكسجين إلى عدة ميلليغرامات في اللتر الواحد. وفي حالة التعرض للأوكسجين، يمكن للمنغنيز أن يشكل أكاسيد غير ذوابة يمكن أن تؤدي إلى رواسب غير مستحبة ومشاكل تتعلق باللون في نظم التوزيع. ويتراوح المدخول اليومي من المنغنيز عن طريق الطعام للبالغين بين 2 و9 مغ.

والمنغنيز من العناصر الأساسية الزهيدة، ويُقدّر ما يتطلبه الإنسان منه في غذائه اليومي بحوالي 30 - 50 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. وتختلف نسبة امتصاصه اختلافا كبيرا تبعاً للمدخل الفعلي والصيغة الكيميائية ووجود معادن أخرى مثل الحديد والنحاس في التوت. وقد لوحظت نسب امتصاص عالية جدا للمنغنيز عند الرضع وصغار الحيوان ولوحظت بئنة على كون المنغنيز سامة للأعصاب عند عمال المناجم عقب التعرض الطويل للغبار المحتوي على المنغنيز. وليس هناك بئنة مقنعة على السمية المرتبطة بوجود المنغنيز في مياه الشرب عند البشر، ولكن لا يوجد عنه إلا دراسات محدودة.

ويمكن أن يرتفع مدخول المنغنيز إلى 20 مغ/في اليوم من دون وجود آثار سيئة واضحة. وفي حالة وجود مدخول قدره 12 مغ/في اليوم يتلقى البالغ الذي يزن 60 كغ، 0.2 مغ/كغ من وزن جسمه في اليوم. وفي حالة تخصيص نسبة 20% من المدخول لمياه الشرب. وتطبيق عامل ارتباط مقداره (3) من أجل إدخال التوافر الحيوي للمنغنيز الوارد من الماء والمحتمل زيادته في الحساب - نصل إلى قيمة قدرها 0.4 مغ/لتر.

وعلى الرغم من عدم وجود دراسة واحدة مناسبة للاستخدام في حساب القيمة الدلالية، فإن قيمة البئنة التي يدل عليها المدخول اليومي الفعلي والدراسات المجراة على الحيوانات المخبرية التي أعطيت المنغنيز عن طريق مياه الشرب التي لوحظت فيها تأثيرات سمية عصبية وتأثيرات سمية أخرى يعزز الرأي القائل إن وجود قيمة دلالية مؤقتة من أجل الصحة مقدارها 0.5 مغ/لتر يفترض أن يكون كافيا لتوفير الحماية للصحة العامة.

وما يجب ملاحظته هو أن المنغنيز يمكن أن يكون غير مرغوب فيه بالنسبة للمستهلكين حتى عند المستويات الأدنى من القيمة الدلالية المؤقتة (انظر الصفحة 126).

دلائل جودة مياه الشرب

الزئبق Mercury

يوجد الزئبق بشكل لاعضوي في المياه السطحية ومياه الآبار وبتراكيزات تقل في العادة عن 11.5 ميكروغرام/لتر. أما مستوياته في الهواء فيتراوح بين 2 - 10 نانوغرام/م³ ويتراوح مدخول الزئبق المتوسط في الطعام في البلدان المختلفة من 2 إلى 20 ميكروغرام في اليوم لكل فرد والكلية هي العضو الرئيسي المستهدف من قبل الزئبق اللاعضوي، بينما يؤثر ميثيل الزئبق بصورة رئيسية على الجهاز العصبي المركزي.

وفي عام 1972، قامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية بوضع مدخول أسبوعي مؤقت يمكن تحمله (PTWI) مقداره 5 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم لمجمل الزئبق، على أن لا يوجد منه أكثر من 3.3 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم على شكل ميثيل الزئبق. وقامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية في عام 1988، بإعادة تقييم ميثيل الزئبق، نظراً لتوافر معطيات جديدة وأكدت المدخول السابق الأسبوعي المؤقت الذي يمكن تحمله والذي سبقت التوصية به، وهو 3.3 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم نعامة السكان، ولكن أشارت إلى أن الحوامل والمرضعات يرجح أن يواجهن احتمال خطر أكبر من جراء التأثيرات الضارة لميثيل الزئبق ورأت أن المعطيات المتوافرة لا تكفي لإصدار توصية بمدخول محدد لميثيل الزئبق من مياه الشرب من أجل هذه المجموعة السكانية. ومن أجل اتخاذ موقف متحفظ، تم استخدام المدخول الأسبوعي المؤقت الذي يمكن تحمله من ميثيل الزئبق، لاشتقاق قيمة دلالية من أجل الزئبق اللاعضوي في مياه الشرب. ولما كان التعرض الرئيسي يتم عن طريق الطعام فقد أعطيت حصة مقدارها 10% من المدخول الأسبوعي المؤقت الذي يمكن تحمله لمياه الشرب. أن القيمة الدلالية لإجمالي الزئبق هي 0.001 مغ/لتر (رقم مدون).

المولبدنوم Molybdenum

تبلغ تراكيزات المولبدنوم عادة في مياه الشرب أقل من 0.01 مغ/لتر. وقد أبلغ عن وجود تراكيزات من المولبدنوم تبلغ 200 ميكروغرام/لتر في المناطق القريبة من مواقع التعدين ويبلغ المدخول الفوتي منه حوالي 0.1 مغ في اليوم للفرد الواحد ويعتبر المولبدنوم عنصراً هاماً إذ تبلغ الحاجة إليه مقدار 0.1 - 0.3 مغ للبالغين.

ولا تتوافر معطيات حول سرطانة المولبدنوم عن طريق الفم. وقد تبين من خلال دراسة دامت سنتين على البشر المعرضين من خلال مياه الشرب، أن مستوى الأثر الضار غير الملاحظ (NOAEL) هو 0.2 مغ/لتر. وهناك شئ من القلق بسبب جودة هذه الدراسة. ويضيق في العادة عامل ارتباط مقدار 10 ليعكس الاختلاف ضمن النوع. وعلى أية حال، فإنه لما كان المولبدنوم عنصراً أساسياً، فيعتبر استخدام عامل مقداره 3 كافياً وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 0.07 مغ/لتر (رقم مدون).

وتقع هذه القيمة ضمن مجال تلك القيمة المشتقة على أساس نتائج الدراسات السمية في الأنواع الحيوانية وهي متوافقة مع المتطلبات اليومية الأساسية.

3 - الجوانب الكيميائية

النيكل Nickel

تبلغ تركيزات النيكل في مياه الشرب في الحالة الطبيعية أقل من 0.02 مغ/لتر ويمكن أن يسهم النيكل الذي ينطلق من الصنابير والوصلات بنسبة من ذلك تصل إلى 1 مغ/لتر. أما في الحالات الخاصة التي ينطلق فيها من رواسب النيكل الطبيعي أو الصناعي في الأرض فيمكن أن يبلغ تركيز النيكل في مياه الشرب نسبة أعلى من ذلك ويبلغ معدل المدخول اليومي منه في الغذاء في الحالة الطبيعية 0.1 - 0.3 مغ من النيكل ولكن يمكن أن يصل إلى 0.9 مغ في حالة المدخول الغذائي المكون من مواد طعام خصوصية.

أما المعضيات الخاصة باشتقاق مستوى الأثر الضار غير الملاحظ فمحدودة. واستناداً إلى دراسة قوتية أجريت على الجرذان لوحظ تغير نسب وزن العضو إلى وزن الجسم. وقد احتير مستوى للأثر الضار غير الملاحظ قدره 5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وتم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 9 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام عامل ارتباط قدره 100-1000 للتغير بين النوعي والتغير ضمن النوع الواحد وعامل إضافي قدره 10 للتمييز عن عدم وجود دراسات كافية حول التعرض الطويل الأجل والتأثيرات التوالدية، ونقص المعطيات حول السرطنة عن طريق الفم (على الرغم من أن النيكل، يعتبر الآن في كل من مركبته الذائب والقليل الذوبان - مسرطناً بشرياً فيما يتعلق بالتعرض الرئوي). والامتصاص المعوي الذي يكون أعلى بكثير عند أخذه والمعدة فارغة، في مياه الشرب منه عند أخذه مع الطعام.

وبتخصيص حصة مقدارها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب، تبلغ القيمة الدلالية 0.02 مغ/لتر (رقم مدور). ويفترض في هذه القيمة أن توفر الحماية الكافية للأفراد ذوي الحساسية للنيكل.

النترات والنيتريت Nitrate and nitrite

يوجد النترات والنيتريت بشكل طبيعي كشوارد تشكل جزءاً من دورة النتروجين. وعلى العموم تبلغ مستويات النترات التي توجد بشكل طبيعي في المياه السطحية والجوفية بضعة ميلليغرامات في اللتر الواحد وقد لوحظ في العديد من المياه الجوفية زيادة في مستويات النترات بسبب الممارسات الزراعية المكثفة ويمكن للتركيزات أن تصل إلى بضعة مئات من الميلليغرامات في اللتر الواحد. وفي بعض البلدان، يمكن أن تتعرض نسبة من السكان تصل إلى 10% لمستويات من النترات في مياه الشرب تروبو على 50 مغ/لتر.

وبصفة عامة، ستظل الخضراوات هي المصدر الرئيسي لدخول النترات عندما تكون مستوياتها في مياه الشرب دون 10 مغ/لتر وعندما تتجاوز مستويات النترات الموجودة في مياه الشرب 50 مغ/لتر، سوف تكون مياه الشرب هي المصدر الرئيسي لإجمالي مدخول النترات.

وتشير التجارب إلى أنه ليس بإمكان النترات ولا النيتريت أن يفعلاً مسرطناً بشكل مباشر عند الحيوانات، ولكن هناك بعض المخاوف بصدور تزايد احتمال خطر السرطان عند الإنسان من جراء التشكل داخلي المنشأ والخارجي المنشأ لمركبات نيتروzo N-nitroso التي يعد الكثير منها مسرطناً للحيوانات. وهناك دليل يشير إلى وجود علاقة بين التعرض للنترات عن طريق القوت والسرطان وخصوصاً السرطان المعدي، وهو دليل مأخوذ من ترابط جغرافي أو من

دلائل جودة مياه الشرب

دراسات إيكولوجية وبائية، إلا أن هذه النتائج لم تتأكد بالمزيد من الدراسات التحليلية الحاسمة ولا بد من التسليم بأن هناك عددا من العوامل بالإضافة إلى التعرض للنترات البيئية يمكن أن يكون له دور في المسألة.

والخلاصة، أن البيئة الوبائية اللازمة للربط بين النترات القوتية والسرطان ليست كافية. وقد وضعت القيمة الدلالية للنترات في مياه الشرب لمجرد مكافحة الميثيموغلوبين في الدم، الذي يتوقف حدوثه على تحول النترات إلى نتريت، وعلى الرغم من أن الأطفال الرضع دون الشهر الثالث من العمر هم الأكثر استعدادا لذلك، فقد وردت تقارير عن حالات أحيائية أصيب بها بعض السكان البالغين.

والمعطيات الوبائية الشاملة تدعم القيمة الدلالية الحالية لنترات النتروجين، البالغة 10 مغ/لتر. وعلى أية حال، فلا ينبغي التعبير عن هذه القيمة على أساس نترات - نتروجين بل على أساس النترات نفسها، التي تمثل الكيان الكيميائي الباعث للقلق حول الصحة، ولذلك تبلغ القيمة الدلالية للنترات 50 مغ/لتر.

وبالاستناد إلى بيئة حديثة تدل على وجود النتريت في بعض إمدادات المياه، تم التوصل إلى استنتاج ضرورة وضع قيمة دلالية للنتريت، وعلى أية حال، فإن الدراسات المتوافرة التي أجريت على الحيوان ليست ملائمة لتحديد مستوى ثابت للأثر الضار غير الملاحظ فيما يتعلق بوجود الميثيموغلوبين في الدم عند الجرذان. ولذلك تم اتباع أسلوب واقعي وهو تقبل فاعلية نسبية للنترات والنتريت في تشكّل الميثيموغلوبين البالغ 1.10 (على أساس مولي). وعلى هذا الأساس، تم اقتراح قيمة دلالية للنتريت قدرها 3 مغ/لتر. ونظرا لإمكانية الوجود المتزامن لكل من النترات والنتريت في مياه الشرب، فلا يجوز أن يتجاوز مجموع نسب تركيز كل منهما إلى قيمته الدلالية (1) أي

$$1 \geq \frac{C_{\text{نترات}}}{GV_{\text{نترات}}} + \frac{C_{\text{نتريت}}}{GV_{\text{نتريت}}}$$

حيث $C =$ تركيز

$GV =$ القيمة الدلالية.

الأوكسجين المذاب Dissolved Oxygen

لا يوصى بقيمة دلالية مركزة على الصحة للأوكسجين المذاب في مياه الشرب. وعلى أية حال، فمن الممكن أن يشير محتوى الأوكسجين المذاب بتركيز يقل كثيرا عن تركيز الإشباع إلى تدني جودة المياه (أنظر الصفحة 126).

الباهاء (pH)

لم نقترح قيمة دلالية تركز على الصحة من أجل الباهاء، على الرغم من ارتباط تهيج العين وتفاقم الاضطرابات الجلدية بقيمة الباهاء الأكبر من 11. وعلى الرغم من أنه ليس للباهاء تأثير مباشر على المستهلكين، فهو يعد واحدا من أهم متغيرات جودة المياه التشغيلية (أنظر الصفحة 127).

3 - الجوانب الكيميائية

السيلينيوم Selenium

تتغير مستويات السيلينيوم في مياه الشرب بدرجة كبيرة بتغير المناطق الجغرافية، إلا أنها تبقى عادة أقل بكثير من 0.01 مغ/لتر. وتعتبر المواد الغذائية مثل الحبوب واللحم والسمك المصدر الرئيسي للسيلينيوم عند عامة السكان. وتختلف مستوياته في الطعام اختلافا كبيرا تبعاً لمنطقة الإنتاج الجغرافية.

والسيلينيوم عنصر ضروري للإنسان وهو يشكل جزءاً مكملاً لأنزيم غلوتاثيون بيروكسيداز وربما لبروتينات أخرى أيضاً ومعظم مركبات السيلينيوم ذؤابة في الماء ويتم امتصاصها بكفاءة في الأمعاء ويبدو أن سمية مركبات السيلينيوم من الرتبة ذاتها عند الإنسان والحيوانات المخبرية.

وباستثناء سلفيد السيلينيوم، الذي لا يوجد في مياه الشرب، لا تشير المعطيات التجريبية إلى أن السيلينيوم مسرطن. صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان كلاً من السيلينيوم ومركبات السيلينيوم في المجموعة 3. وتبين أن مركبات السيلينيوم سامة للجينات في المختبر مع كونها ذات تنشيط استقلابي، ولكن ليس عند البشر. ويمكن أن يتوقف التأثير على الجرعة في الأحياء. وليس هنالك بيئة على وجود تأثيرات ماسخة في القروء، ولا تتوفر معطيات بخصوص البشر.

وتتميز السمية الطويلة الأجل عند الجرذان بخمود النمو واعتلال الكبد عند مستويات من السيلينيوم مقدارها 0.03 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم تدخل مع الطعام. أما التأثيرات السمية للتعرض الطويل الأجل للسيلينيوم عند البشر فتتجلى في الأنفاس والشعر والكبد. وتشير المعطيات الواردة من الصين إلى أن العلامات السريرية تحدث في حالة المدخول اليومي الذي يزيد عن 0.8 مغ. وقدر المدخول اليومي عند أطفال فنزويلا ذوي العلامات السريرية بحوالي 0.7 مغ، على أساس مستوياته في الدم عندهم والحال كذلك فيما يتعلق بالمعطيات الواردة من الصين حول العلاقة بين مستوى السيلينيوم في الدم والجرعة. كما لوحظت تأثيرات على تخليق بروتين الكبد في مجموعات صغيرة من المرضى المصابين بالتهاب المفاصل الروماتويدي أعطوا السيلينيوم بمعدل 0.25 مغ/يوم بالإضافة إلى السيلينيوم المأخوذ من الغذاء. ولم تسجل علامات سريرية أو كيميائية حيوية للتسمم بالسيلينيوم في مجموعة مؤلفة من 142 فرداً ذات مدخول يومي متوسط يبلغ 0.24 مغ (الحد الأعلى 0.72 مغ).

وعلى أساس هذه المعطيات، قدر مستوى الأثر الضار غير الملاحظ عند الإنسان بحوالي 4 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم. أما المدخول اليومي الموصى به من السيلينيوم هو حوالي 1 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم للبالغين ويؤدي تخفيض حصص مقدارها 10% من مستوى الأثر الضار غير الملاحظ عند الإنسان في مياه الشرب إلى قيمة دلالية مركزة على الصحة مقدارها 0.01 مغ/لتر (رقم مدور).

الفضة Silver

توجد الفضة بشكل طبيعي وبصورة رئيسية في شكل أكاسيدها اللاذؤابة إلى حد بعيد، والمتوقفة وفي السلفيدات وبعض الأملاح. وكان يعثر عليها أحياناً في المياه الجوفية والسطحية ومياه الشرب بتركيزات تربو على 5 ميكروغرام/لتر. وقد تبلغ مستوياتها في مياه الشرب

دلائل جودة مياه الشرب

المعالجة بالفضة بقصد التطهير (انظر الجزء 6 - 3 - 4) أكثر من 50 ميكروغرام/لتر وتبلغ التقديرات الأخيرة للمدخل اليومي حوالي 7 ميكروغرام للفرد.

ولا يتم امتصاص سوى نسبة مئوية ضئيلة من الفضة وتتراوح نسب الاحتباس عند البشر والحيوانات المخبرية بين 10% و 1%.

والتصبغ بالفضة هو العلامة الواضحة الوحيدة على التحميل المفرط للفضة، وهي حالة يتبدل فيها لون الجلد والشعر تبديلاً كبيراً من جراء وجود الفضة في الأنسجة وقد قدر مستوى الأثر الضار غير الملاحظ الفموي، بالنسبة للتصبغ بالفضة عند الإنسان بعد دخول إجمالي على مدى العمر مقداره 10 غرام من الفضة على أساس تقارير حالات بشرية وتجارب طويلة الأمد على الحيوانات.

أما مستويات الفضة المنخفضة في مياه الشرب، وهي تقل عموماً عن 5 ميكروغرام/لتر، فليس لها علاقة بصحة الإنسان فيما يتعلق بالتصبغ بالفضة. ومن ناحية أخرى، هناك أحوال خاصة يمكن فيها استخدام أملاح الفضة للمحافظة على جودة مياه الشرب من الناحية البكتريولوجية. ويمكن تحمل المستويات الأعلى من الفضة التي تصل إلى 0.1 مغ/لتر (وهذا التركيز يؤدي إلى جرعة إجمالية على مدى 70 سنة فيما يتعلق بنصف مستوى الأثر الضار البشري الأدنى الذي يمكن تحمله مقداره 10 غ) في أمثال هذه الحالات من دون مخاطر على الصحة.

ولم تقترح قيمة دلالية مرتكزة على الصحة بالنسبة للفضة في مياه الشرب

الصوديوم Sodium

أملاح الصوديوم (مثل كلوريد الصوديوم) توجد في الواقع في جميع الأغذية (التي تشكل المصدر الرئيسي للتعرض اليومي) ومياه الشرب. وعلى الرغم من أن تركيزات الصوديوم في المياه الصالحة للشرب تقل في الحالة النموذجية عن 20 مغ/لتر، فمن الممكن أن تتجاوز ذلك، إلى حد بعيد، في بعض البلدان أما مستويات أملاح الصوديوم في الهواء فهي منخفضة عادة بالقياس إلى تلك الموجودة في الغذاء أو المياه. يجب ملاحظة أن بعض مليئات المياه يمكن أن تزيد محتوى الصوديوم في مياه الشرب زيادة كبيرة.

ولا يمكن استنتاج نتائج ثابتة حول الترابط المحتمل بين الصوديوم في مياه الشرب وحدوث فرط ضغط الدم. ولذلك لم تقترح قيمة دلالية مرتكزة على الصحة وعلى أية حال فالتركيزات التي تزيد عن 200 مغ/لتر يمكن أن تؤدي إلى طعم غير مقبول (انظر الصفحة 127).

السلفات Sulfate

توجد السلفات بشكل طبيعي في معادن متعددة وتستخدم تجارياً، وبصورة رئيسية في الصناعة الكيميائية. وهي تطرح في المياه مع الفضلات الصناعية ومن خلال الترسيب الجوي. وتوجد أعلى مستوياته عادة في المياه الجوفية وتؤخذ من المصادر الطبيعية وبصفة عامة، يعتبر الغذاء المصدر الرئيسي للتعرض للسلفات، على الرغم من أنه يمكن لدخوله من مياه الشرب أن يتجاوز مدخوله من الغذاء في المناطق ذات التركيزات العالية. أما إسهام الهواء في إجمالي المدخول فلا يستحق الذكر.

3- الجوانب الكيميائية

والسلفات من أقل الأنيونات سمية. وعلى أية حال، فقد لوحظ وجود إسهال شديد وتجفاف وتهيج معدي معوي في حالة التركيزات العالية وكان يستخدم سلفات المغنيزيوم أو أملاح الإيسوم. كمفرغ للأعما، على مدى كثير من السنين ولم تقترح قيمة دلالية مرتكزة على الصحة بالنسبة للسلفات. ولكن نظراً للتأثيرات المعوية العديدة الناجمة عن ابتلاع مياه الشرب المحتوية على مستويات عالية من السلفات. يوصى بإبلاع الجهات الصحية عن مصادر المياه التي تحتوي على تركيزات السلفات التي تزيد عن 500 مغ/لتر. ويمكن لوجود السلفات في مياه الشرب أن يتسبب في طعم تسيل ملاحظته (انظر الصفحة 127) كما يمكن أن يسهم في انتشار نظم التوزيع.

القصدير اللاعضوي Inorganic Tin

يستخدم القصدير بشكل رئيسي في إنتاج التغليفات المستعمل في الصناعات الغذائية وعليه، يمثل الطعام وبصورة خاصة الملب منه، المصدر الرئيسي لتعرض الإنسان للقصدير. وبالنسبة لعامة السكان، لا تعتبر مياه الشرب مصدراً معتداً للقصدير، وقد تكون المستويات التي تزيد على 1 - 2 مكروغرام/لتر في مياه الشرب حالة استثنائية وعلى أية حال، فهناك استخدام متزايد للقصدير في سبائك اللحام التي قد تستخدم في اللحام المنزلي. والقصدير ومركباته اللاعضوية ضئيلة الامتصاص في الجهاز المعدي المعوي، ولا تتراكم في الأنسجة ويتم إفراجها بسرعة وبشكل رئيسي عن طريق البراز ولم تلاحظ زيادة في حدوث الأورام خلال الدراسات السرطانية طويلة الأمد التي أجريت على الفئران والجرذان المغذاة بأكسيد القصدير. ولم يثبت أن القصدير ماسخ أو سام للجنين عند الفئران والجرذان والقرد. وبلغ مستوى الأثر الضار غير الملاحظ في دراسة تغذية طويلة الأمد 20 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. يمثل التأثير الرئيسي الضار على البشر الناجم عن المستويات الزائدة للقصدير في الطعام (أكثر من 150 مغ/كغ) مثل الفواكه المعبأة، في تهيج معدي حاد. ولا يوجد دليل على تأثيرات ضارة في الإنسان مرتبطة بتعرض مزمن للقصدير وقد تم التوصل إلى استنتاج مؤداه أنه نظراً لانخفاض سمية القصدير اللاعضوي، يمكن اشتقاق قيمة دلالية تجريبية أعلى بثلاثة رتب من التركيز الطبيعي للقصدير في مياه الشرب. وعليه: فإن وجود القصدير في مياه الشرب لا يمثل خطراً على صحة الإنسان. ولهذا السبب لا يعتبر وضع قيمة دلالية عددية للقصدير اللاعضوي أمراً ضرورياً.

إجمالي الأجسام الصلبة الذائبة Total Dissolved Solids

يشمل إجمالي الأجسام الصلبة الذائبة (TDS) الأملاح اللاعضوية (وبصورة رئيسية الكلس والمغنيزيوم والبوتاسيوم والصوديوم والبيكربونات والكلوريدات والسلفات) ومقادير قليلة من المواد العضوية الذائبة في المياه. وينشأ إجمالي الأجسام الصلبة الذائبة في مياه الشرب من المصادر الطبيعية ومياه المجاري ومياه المسيل في المدن والفضلات السائلة الصناعية. ويمكن للأملاح المستخدمة في إذابة الجليد الموجود على الطرق في بعض البلدان أن يسهم في زيادة إجمالي محتوى الأجسام الصلبة الذائبة في مياه الشرب. وتختلف تركيزات إجمالي الأجسام الصلبة الذائبة اختلافاً كبيراً باختلاف المناطق الجغرافية نظراً للاختلافات في قابليات المعادن للذوبان

دلالت جودة مياه الشرب

ولا تتوفر معطيات يُعول عليها حول إمكانية وجود تأثيرات صحية تتعلق بإنتاج إجمالي الأجسام الصلبة الذائبة في مياه الشرب، ولم تقترح قيمة دلالية مركزة على الصحة. على أية حال، يمكن أن تكون المستويات العالية من إجمالي الأجسام الصلبة الذائبة في مياه الشرب غير مقبولة من قبل المستهلكين (انظر الصفحة 127)

اليورانيوم Uranium

يوجد اليورانيوم في القشرة الأرضية وبصورة رئيسية في شكل التكافؤ السداسي. ويستخدم بشكل أساسي كوقود لمحطات الطاقة النووية وهو يدخل في إمدادات مياه الشرب نتيجة ارتشاحه من المصادر الطبيعية ومن نفايات المطاحن ومن انبعاثات الصناعة النووية ومن احتراق الفحم وغيره من أنواع الوقود ومن الأسمدة الفوسفاتية. وعلى الرغم من محدودية المعلومات المتوفرة حول تركيزاته في الغذاء ومياه الشرب، يقلل من الراجح أن يكون الغذاء هو المصدر الرئيسي لدخول اليورانيوم في معظم المناطق.

ويتراكم اليورانيوم في الكلى، وبذلك يكون الاعتلال الكلوي هو الأثر الأولي المحرّف في الإنسان والحيوان. أما عند حيوانات التجربة، فأكثر حالات اليورانيوم شيوعاً تسببه في تلف النيبات الدانية الملفّفة في الكلى، ويسود هذا التلف في الثلثين القاصيين أما في الجرعات غير العالية بما يكفي لتخريب كتلة حرجية من خلايا الكلية، فيكون التأثير عكساً حيث تتم إحاضة بعض الخلايا المفقودة.

ولا تتوفر دراسات كافية قصيرة الأمد وطويلة الأمد حول السمية الكيميائية لليورانيوم. ولذلك لم يتم اشتقاق قيمة دلالية لليورانيوم في المياه وإلى أن تتوفر مثل هذه المعلومات، يوصى باستخدام حدود الخصائص الإشعاعية لليورانيوم (انظر الفصل 4). أما المكافئ لليورانيوم الطبيعي، بالاستناد إلى هذه الحدود فيبلغ تقريباً 140 ميكروغرام/لتر.

الزنك Zinc

الزنك هو عنصر زهيد أساسي يوجد في الواقع في كافة الأطعمة والمياه الصالحة للشرب على شكل أملاح أو مركبات عضوية، ويعتبر القوت في العادة المصدر الأساسي للزنك. وعلى الرغم من أن مستويات الزنك في المياه السطحية والجوفية لا تزيد عادة عن 0.01 و 0.05 مغ/لتر. على التوالي، فمن الممكن أن تصل تركيزاته في مياه الصابن إلى ما هو أعلى بكثير نتيجة لذوبان الزنك في الأنابيب

وفي عام 1982، اقترحت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية مدخولاً يومياً أقصى مؤقتاً يمكن تحمله من الزنك مقداره 1 مغ/كغ من وزن الجسم. ويتراوح المتطلب اليومي للبالغين من الرجال بين 15 و 20 مغ/يوم. وتم استنتاج بأنه من غير المطلوب في الوقت الحاضر اشتقاق قيمة دلالية مركزة على الصحة بعد أخذ الدراسات الحديثة على الإنسان بعين الاعتبار. وعلى أية حال، فمياه الشرب المحتوية على مستويات من الزنك تبلغ أكثر من 3 مغ/لتر قد لا تكون مقبولة لدى المستهلكين (نظر الصفحة 128)

3 - 6 - 2 المقومات العضوية

الأكاسات الكلورة Chlorinated alkanes

تيتراكلوريد الكربون Carbon tetrachloride

يستخدم تيتراكلوريد الكربون بشكل رئيسي في إنتاج خافضات الحرارة الكلورية فلورية كاربونية وهو يتحرر في الهواء والمياه أثناء التحضير والاستعمال. وعلى الرغم من محدودية المعطيات الخاصة بالتركيزات داخل الغذاء، يتوقع أن يكون المدخول من التيتراكلوريد الكربون من الهواء أكبر بكثير من المدخول عن طريق الغذاء أو مياه الشرب. وتبلغ تركيزاته في مياه الشرب على وجه العموم أقل من 5 ميكروغرام/لتر.

وقد صنّف تيتراكلوريد الكربون في المجموعة 2ب من قبل الوكالة الدولية لأبحاث السرطان. ويمكن لتيتراكلوريد الكربون أن يُستقلب في النظم الصغروية (microsomal) إلى جذر ثلاثي كلور ميثيل يرتبط مع الجزيئات الكبيرة محدثاً (lipid peroxidation) ومخرّباً أغشية الخلايا. وقد تبين أنه يسبب الأورام الكبدية وغيرها من الأورام عند الجرذان والفئران والقضاء، بعد التعرض الفموي أو تحت الجلد أو التعرض بالاستنشاق. وكان الوقت اللازم للورم الأول قصيراً أحياناً يتراوح بين 12 - 16 أسبوع في بعض التجارب.

ولم يتبين أن تيتراكلوريد الكربون مُطفر في الاختبارات الجرثومية مع التنشيط الاستقلابي أو بدونه ولم يتبين أنه يحرض تأثيرات على الصبغيات أو تخليق الدنا (DNA) غير المجدول في خلايا الثدييات سواء في أنبوب الاختبار أو في الأحياء. وقد حُرّض طفرات نقطية وتأشّبها للجينات في نظام اختبار حقيقي النواة.

وعلى هذا لم يتبين أن التيتراكلوريد الكربون سام للجينات في معظم الدراسات المتوافرة. ومن الممكن أن يفعل فعل الممرطن غير السام للجينات. وكان مستوى الأثر الضار غير الملاحظ خلال فترة دراسة تزييم فموي لمدة 2 أسبوع على الفئران 1 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وجرى حساب المدخول اليومي الممكن تحمله. والبالغ 0.714 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم (في حالة تخصيص 5 أيام في الأسبوع للجرعات) بتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100) للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين، و10 لبينة السرطنة التي يحتمل ألا تكون سامة للجينات) ولم يجر تضمين عامل إضافي مقابل قصر مدة الدراسة إذ رُوي أن هذا غير ضروري لأن المركب أعطي داخل الزيت الذرة في الدراسة الحرجة. وتشير المعطيات المتوافرة إلى أن السمية التي تعقب الإعطاء داخل الماء قد تكون ذات مرتبة أقل من حيث الارتفاع وتبلغ القيمة الدلالية المشتقة من هذا المدخول اليومي الممكن تحمله والموضوعة على أساس نسبة 10% لمياه الشرب 2 ميكروغرام/لتر (رقم مدور).

ثنائي كلور الميثان Dichloromethane

يستخدم ثنائي كلور الميثان، أو كلوريد الميثيلين، على نطاق واسع، كمذيب لأغراض متعددة. بما في ذلك إزالة الكافيين من القهوة ونزع الدهون. من المرجح أن يكون التعرض عن طريق مياه الشرب غير ذي أهمية كبيرة بالمقارنة مع المصادر الأخرى.

ولثنائي كلور الميثان سمية حادة منخفضة. وقد أظهرت دراسة على استنشاقه عند الفئران بيئة جازمة على السرطنة. بينما لم تقدم الدراسة على مياه الشرب سوى بيئة

دلائل حودة مياه الشرب

إيحائية. وأدخلت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان ثنائي كلور الميثان في الفئة ب2، وعلى أية حال، فإن موازنة الدلائل تشير إلى أنه غير مبرهن سام للجينات وإلى أن المستقلبات السامة للجينات لا تتشكل بالمقادير المناسبة في الأحياء. وتم حساب المدخول اليومي الممكن تحمله فبلغ 6 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين النوعين و10 تعكس المخاوف من احتمال السرطنة) على مستوى الأثر الضار غير الملاحظ. ومقداره 6 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل التأثيرات السامة للكبد في دراسة تأثير مياه الشرب على الجرذان دامت سنتين وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 20 ميكروغرام/لتر (رغم مدور). مع تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لنياه الشرب. وتجدر الإشارة إلى أن التعرض الواسع من مصادر أخرى أمر ممكن.

1.1 ثنائي كلور الإيثان Dichloroethane

يستخدم 1.1 ثنائي كلور الإيثان كمتوسط كيميائي ومذيب. وهناك معطيات محدودة تشير إلى إمكانية وجوده في تراكيزات تصل إلى 10 ميكروغرام/لتر في مياه الشرب وبالنظر إلى انتشار استعمال هذه المادة الكيميائية وطرحها يمكن أن يزداد وجودها في المياه الجوفية. ويعد 1.1 ثنائي كلور الإيثان سريع الاستقلاب عند الثدييات إلى حمض الأسيتيك وإلى أنواع مختلفة من المركبات الكلورية وهو ذو سمية حادة منخفضة نسبياً ولا تتوافر سوى معطيات محدودة حول سميته من خلال دراسات قصيرة الأجل وطويلة الأجل. وهناك بيئة محدودة على سرطنته في المختبر. على أن دراسة السرطنة، التي أجريت على الجرذان والفئران بواسطة التزقيم لم تقدم بيئة جازمة عل السرطنة على الرغم من وجود بيئة ما تشير إلى زيادة حدوث ساركومة وعائية في الحيوانات المعالجة. وبالنظر إلى قاعدة المعطيات المحدودة جداً حول السمية والمرضة فقد تم التوصل إلى استنتاج عدم وجوب اقتراح قيمة دلالية.

2.1 ثنائي كلور الإيثان 1,2-Dichloroethane

يستخدم 2.1 ثنائي كلور الإيثان بشكل رئيسي كمتوسط في إنتاج كلوريد الفينيل وغيره من المواد الكيميائية الأخرى كما يستخدم كمذيب، بدرجة أقل. وقد عثر عليه في مياه الشرب بمستويات تصل إلى بضعة ميكروغرامات في اللتر الواحد. ويوجد في هواء المدن. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان 2.1 ثنائي كلور الإيثان في الفئة 2ب وهو بسبب زيادات هامة إحصائية في عدد من أنواع الأورام لدى الحيوانات المخبرية بما في ذلك حالات نادرة من الساركومة الوعائية وتشير موازنة البيانات إلى احتمال أن يكون ساماً للجينات. ولا توجد دراسات طويلة الأجل مناسبة يوضع على أساسها مدخول يومي ممكن تحمله.

وعلى أساس الساركومات الوعائية المشاهدة على الجرذان الذكور خلال دراسة تزقيم لمدة 78 أسبوعاً، وتطبيق النموذج المحول إلى خطي والتعدد المراحل، تم حساب قيمة دلالية لمياه الشرب مقدارها 30 ميكروغرام/لتر مطابقة لمخاطر السرطان الزائدة خلال العمر.

3- الجوانب الكيميائية

1.1.1- ثلاثي كلور الإيثان 1,1,1-Trichloroethane

يوجد بنسب ضئيلة فقط في المياه السطحية والجوفية ويكون ذلك عادة بتركيزات أقل من 20 ميكروغرام/لتر. ولوحظ في بعض الأمثلة وجود تركيزات أعلى بكثير. ويبدو أن هناك تعرضاً متزايداً لـ 1,1,1- ثلاثي كلور الإيثان.

وهو سريع الامتصاص من قبل الرئتين والجهاز المعدي المعوي ولكن لا يُستقلب سوى مقادير قليلة منه - حوالي 6% عند الإنسان و3% عند حيوانات التجربة. ويمكن أن يؤدي التعرض لتركيزات عالية إلى تنكس دهني كبدي (كبد دهني) في الإنسان والحيوانات المخبرية على حد سواء.

وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان 1,1,1- ثلاثي كلور الإيثان في الفئة 3 أما دراسات الإعطاء الفموي المتوافرة فاعتبرت غير كافية لحساب مدخول يومي يمكن تحمله. ونظراً للحاجة المتزايدة للتوجيه بهذا المركب، تم اختيار دراسة استنشاق لمدة 14 أسبوعاً على ذكور الفئران لتستخدم في حساب قيمة دلالية واستناداً إلى مستوى أثر ضائر غير ملاحظ قدره 1365 مغ/م تم حساب المدخول اليومي الذي يمكن تحمله فبلغ قدره 580 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم من جرعة إجمالية ممتصة قدرها 580 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم (على افتراض أن معدل وزن جسم الفأر هو 30 غرام. ومعدل تنفسه 0.043 م³/يوم وافترض امتصاصه نسبة 30% من تركيز هذه المادة في الهواء)، مع تطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير ضمن النوعين و10 لفترة الدراسة القصيرة). وقد اقترحت قيمة دلالية قدرها 2000 ميكروغرام/لتر (رقم مدور) مع تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب.

وهذه القيمة مؤقتة نظراً لاستخدام دراسة استنشاق بدلاً من دراسة فموية. ومن المحبذ كثيراً إجراء دراسة سمية فموية مناسبة لتأمين معطيات أكثر قبولاً من أجل اشتقاق قيمة دلالية.

الإيثينات الكلورة Chlorinated ethenes

كلوريد الفينيل Vinyl chloride

يستخدم كلوريد الفينيل بصورة رئيسية لإنتاج عديد الفينيل كلوريد ويُقدّر أن خلفيته مستوى كلوريد الفينيل في الهواء المحيط في غرب أوروبا يتراوح بين 0.1 و 0.5 ميكروغرام/م³ وأصبحت الآن المستويات المتبقية من كلوريد الفينيل في الغذاء والمشروبات دون 10 ميكروغرام/م³. وقد عُثر على كلوريد الفينيل في مياه الشرب على مستويات تصل إلى بضعة ميكروغرامات في اللتر، كما عُثر في بعض الأحيان على تركيزات أعلى كثيراً في المياه الجوفية. ويمكن أن يتشكل في المياه من ثلاثي كلور الإيثين ورباعي كلور الإيثين.

ويتم استقلاب كلوريد الفينيل إلى مستقلبات مُطَفرة وتفاعلية بدرجة عالية معتمدة على الجرعة والسبيل الممكن إشباعه.

وتعتبر السمية الحادة لكلوريد الفينيل منخفضة إلا أنه سام للكبد بعد التعرض القصير الأمد والطويل الأمد لتركيزات منخفضة. وقد تبين أن كلوريد الفينيل مُطَفّر في نظم الاختبار المختلفة. في المختبر، وفي الأحياء.

دلائل جودة مياه الشرب

وهناك بيئة كافية على سرطانة كلوريد الفينيل للإنسان في الجمهرات الصناعية المعرضة لتركيزات عالية. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان كلوريد الفينيل ضمن الفئة 1 وتمت البرهنة الكافية على وجود ترابط عرضي بين التعرض لكلوريد الفينيل والسرطانة الوعائية في الكبد. وتشير بعض الدراسات أيضا إلى أن كلوريد الفينيل يرتبط بسرطانة أخلايا الكبدية وأورام الدماغ وأورام الرئة وخبائث الأنسجة اللغنية والأنسجة المكونة للدم. وتظهر المعطيات الحيوانية أن كلوريد الفينيل مسرطن متعدد المواقع. وقد أدى كلوريد الفينيل المقدم عن طريق الفم أو الاستنشاق عند الجرذان والقُدد إلى أورام في الغدة النديية والرثتين وغدة زنبال (Zymbal) والجلد بالإضافة إلى الساركومات الوعائية في الكبد وغيره من المواقع.

وبالنظر لعدم توافر معطيات حول احتمال خطر السرطنة بعد التعرض الفموي لكلوريد الفينيل عند الإنسان وضعت تقديرات مخاطر السرطان عند الإنسان على أساس المقاييسات الحيوية للسرطنة عند الحيوان متضمنة التعرض الفموي. وباستخدام نتائج مستمدة من المقاييسات الحيوية للجرذان التي تعطي أقصى قيمة وقائية، وتطبيق النموذج المحوّل إلى الخطي، المتعدد المراحل، تم حساب تعرض الإنسان طيلة العمر للخطر المفترض المتشبه في الساركومة الوعائية. وقدره 10^{-10} فيبلغ 20 ميكروغرام للشخص الواحد في اليوم. كما افترض أيضا أن عدد السرطانات عند الإنسان في المواقع الأخرى يمكن أن يعادل عددها في حالة الساركومة الوعائية في الكبد لتبرير تصحيح (العامل 2) الخاص بسرطانات غير الساركومة الوعائية. وباستخدام التعرض طيلة العمر لمقدار 20 ميكروغرام للشخص الواحد في اليوم بالنسبة لزيادة في مخاطر الساركومة الوعائية في الكبد قدرها 10^{-10} تم حساب قيمة دلالية قدرها ؟ ميكروغرام/لتر.

1.1 ثنائي كلور الإيثين 1,1-Dichloroethene

1.1 ثنائي كلور الإيثين أو كلوريد الفينيلين (vinylidene chloride) هو ملوث عرضي لمياه الشرب. ويوجد عادة مع هيدروكربونات مكلورة أخرى. ولا تتوافر معطيات حول مستوياته في الغذاء ولكن مستوياته في الهواء بوجه عام دون 40 نغ (نانوغرام)/م³ باستثناء بعض المواقع الصناعية.

وبعد التعرض الفموي أو الاستنشاق يتم امتصاصه بشكل كامل تقريباً ويستقلب استقلاباً شاملاً ويتم إفراغه سريعاً. وهو مُخدّل للجهاز العصبي المركزي ويمكن أن يؤدي إلى تسمم كبدى وكلوي عند البشر المعرضين مهنيًا. كما بسبب تلفا كبديا وكلويا للحيوانات المخبرية وقد وضعت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان 1,1 ثنائي كلور الإيثين ضمن الفئة 3. وتبين أنه سام للجينات في عدد من نظم الاختبار في المختبر. ولكنه لم يكن نشيطاً في مقايسة الجرعة السائدة الميئة في الأحياء. كما أنه حُرّض أوراماً كلوية عند الفئران في دراسة استنشاق واحدة، ولكن لم يُبلّغ عن كونه مسرطناً في عدد من الدراسات الأخرى بما في ذلك عدة دراسات أعطى فيها عن طريق مياه الشرب.

وتم حساب مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 9 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم من مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته والبالغ 9 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة لتأثير مياه الشرب أجريت على الجرذان لمدة سنتين باستخدام عامل ارتياب قدره 1000

100) للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ (وكان السرطنة). وهذا يعطي قيمة دلالية مقدارها 30 ميكروغرام/لتر (رقم مدور) لنسبة 10% من الإسهام في المدخول اليومي الممكن تحمله من مياه الشرب.

2.1 ثنائي كلور الإيثين 1,2-Dichloroethene

يوجد على شكل مقرون ومفروق. وتوجد حالة المقرون بتواتر أكبر كملوث للمياه ويمكن أن يشير وجود هذين المصاوغين اللذين يعتبران مستقلبين لهيدروكربونات أخرى مهلجنة غير مشبعة في انفضالات السائلة والمياه الجوفية اللاحيوائية إلى الوجود المتزامن للمواد الكيميائية الكلورية العضوية الأكثر سمية مثل كلوريد الفينيل، ولذلك يشير وجودها إلى وجوب إجراء رصد أكثر تركيزاً. ولا تتوافر معطيات حول التعرض عن طريق الغذاء. أما التركيزات الموجودة في الهواء فمتخفضة. مع وجود تركيزات أعلى في نطاق الميكروغرام/م³ بالقرب من مواقع الإنتاج. وقد استخدم المصاوغ المقرون (cis-isomer) من قبل كمخدر.

ولا يوجد إلا القليل من المعلومات حول امتصاص وتوزيع وإفراز 2,1 ثنائي كلور الإيثين وعلى أية حال، وقياساً على 1,1 ثنائي كلورو الإيثين. من المتوقع أن يكون هذا سريع الامتصاص وأن يكون مؤزماً في المقام الأول على الكبد والكلى والرئتين، كما يمكن أن يكون سريع الإفراز. والمصاوغ المقرون أسرع استقلاباً من المصاوغ المفروق في نظم المختبر.

وكتلاً للمصاوغين أبلغ أنهما يتسببان في مستويات زائدة من الفوسفاتاز القلوي الحلي في القوارض وفي دراسة دامت ثلاثة أشهر، أجريت على الفئران التي أعطيت مصاوغاً مفروقاً في مياه الشرب أبلغ عن زيادة في الفوسفاتاز المصلية القلوية، وانخفاض أوزان التوتة والرئتين كما أبلغ عن تأثيرات مناعية عابرة، لم تكن أهميتها السمية واضحة. كما تسبب 2,1 ثنائي كلور الإيثين المفروق في وجود أوزان كلوية منخفضة عند الجرذان، ولكن في حالة الجرعات الأعلى. ولا تتوافر سوى دراسة سمية واحدة على الجرذان فيما يخص المصاوغ المقرون، الذي أدى إلى تأثيرات سمية في الجرذان مشابهة في الارتفاع لتلك التأثيرات المحرصة بواسطة المصاوغ المفروق عند الفئران ولكن مع جرعات أعلى.

وهناك معطيات محدودة تشير إلى أن كلا المصاوغين قد يكون لهما بعض النشاط السام للجينات. ولا تتوفر معلومات حول السرطنة.

وقد استخدمت المعطيات الخاصة بالمصاوغ المفروق لحساب قيمة دلالية مشتركة لكلا المصاوغين لأن السمية الخاصة بالمصاوغ المفروق حدثت مع جرعة أدنى من الجرعة المستعملة مع المصاوغ المقرون ولأن المعطيات تشير إلى أن نوع الفأر أكثر حساسية من الجرذان. وبناء على ذلك استخدم مستوى للأثر الضائر يبلغ 17 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم مأخوذ من دراسة سمية للمصاوغ المفروق أجريت على الفئران لحساب قيمة دلالية. كما استخدم عامل ارتباط قدره 1000 (منها 100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لاحتمالات التسرطن) لاشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 17 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم، فأعطى قيمة دلالية قدرها 50 ميكروغرام/لتر (رقم مدور) من أجل نسبة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله من مياه الشرب.

دلائل حودة مياه الشرب

ثلاثي كلور الإيثين Trichloroethene

يستخدم ثلاثي كلور الإيثين بشكل رئيسي في التنظيف الجاف وعمليات إزالة الشحوم عن المعادن. وقد انخفض استعماله في البلدان الصناعية إلى حد كبير منذ عام 1970 ويتم إصداره بصورة رئيسية إلى الجو ولكن يمكن دخوله إلى المياه الجوفية والسطحية عن طريق الصوبات الصناعية. ويتوقع أن يكون التعرض لثلاثي كلور الإيثين من الهواء أكبر من التعرض الناجم عن الطعام أو مياه الشرب ويمكن أن يتفكك ثلاثي كلور الإيثين داخل المياه الجوفية اللاهوائية متحولاً إلى مركبات أخرى أكثر سمية مثل كلوريد الفينيل.

وثلاثي كلور الإيثين سريع الامتصاص في الرئتين والقتلة المعدية المعوية ويتوزع في كل الأنسجة أما الاستقلاب عند الإنسان فيتراوح بين 40% و75% من ثلاثي كلور الإيثين المحتبس وتشمل المستقبلات البولية كلا من تريكلورو أسيتالدهيد والتريكلورو إيثانول وحمض التريكلورو أسيتيك، ويعتبر إيوكسيد ثلاثي كلورو الإيثين المؤكسد التفاعلي (epoxid trichloroethene oxide) من الملامح الأساسية للسبيل الاستقلابي.

وقد صنف ثلاثي كلور الإيثين من قبل الوكالة الدولية لأبحاث السرطان في الفئة 3. وتبين أنه يحرض أوراماً رئوية وكبدية في ذراري مختلفة من الجرذان في حالة الجرعات السامة. ولا تتوافر على أية حال معطيات جازمة بأن هذه المادة الكيميائية تسبب السرطان في أنواع أخرى. ويعتبر ثلاثي كلور الإيثين مطنئاً ضعيف النشاط في الجراثيم والخميرة. ولذلك تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 23.8 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم (مع إدخال جرعات خمسة أيام في الأسبوع) بالحسبان، وبتطبيق عامل ارتباط قدره 5000 LOAEL مقداره 100 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم للتأثيرات الصغرى على وزن كبد نسبي خلال دراسة لمدة 6 أسابيع أجريت على الفئران. وكانت مكونات عامل الارتباط 100 للتغير بين النوعين وضمن النوع الواحد، و10 لبينة السرطنة المحدودة، مع عامل إضافي قدره 3 نظراً لقص مدة الدراسة الخصوصية واستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ وتبلغ القيمة الدلالية المؤقتة المشتقة من المدخول اليومي الممكن تحمله والمبني على أساس حصة 10% لمياه الشرب 70 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

رباعي كلور الإيثين Tetrachloroethene

كان رباعي كلور الإيثين يستخدم بشكل رئيسي مذيباً في صناعات التنظيف الجاف، وبدرجة أقل، مذيباً للشحوم وهو واسع الانتشار في البيئة كما يوجد بمقادير زهيدة في المياه والكائنات الحية المائية المستوطن والمواد الغذائية والأنسجة البشرية. وتوجد أعلى المستويات البيئية رباعي كلور الإيثين في التنظيف الجاف التجاري وفي صناعة إزالة الشحوم عن المعادن. ويمكن أن تؤدي الانبعاثات أحياناً إلى تركيزات عالية منه في المياه الجوفية. كما يمكن أن يتدرك رباعي كلور الإيثين في المياه الجوفية اللاهوائية إلى مركبات أكثر سمية بما في ذلك كلوريد الفينيل.

ويسبب رباعي كلور الإيثين في تركيزاته العالية خمود الجهاز العصبي المركزي. أما التركيزات المنخفضة منه فقد أبلغ عن إضرارها بالكبد والكليتين.

3- الجوانب الكيميائية

وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان رباعي كلور الإيثين في المجموعة 2ب. وأبلغ عن تسببه في الأورام الكبدية في الفئران الذكور والإناث، مع بعض البيئات على ابيضاض دم الخلية الوحيدة النسوة عند ذكور وإناث الفئران والأورام الكلوية عند ذكور الجرذان. وتشير البيئة الشاملة المستقاة من الدراسات المنفذة لتقييم السمية الجينية لرباعي كلور الإيثين بما في ذلك تحريض تكسير أحد طاقّي الذئب، والطفرة في الخلايا الجنسية وحالات الزيغ الصبغي في المختبر، وفي الأحياء إلى أن رباعي كلور الإيثين ليس ساماً للجينات

وبالنظر إلى البيئة الشاملة الدالة على اللاسمية الجينية وبيئة السبيل الاستقلابي القابل للإشباع والمؤدي إلى أورام كلوية عند الجرذان، سيكون من المناسب استخدام مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ مع عامل ارتباط مناسب وأشارت دراسة ترقيم لمدة 6 أسابيع على الفئران الذكور ودراسة لمياه الشرب لمدة 90 يوماً على الجرذان الذكور والإناث إلى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ للتأثيرات السامة للكبد مقداره 14 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وتم حساب المدخول اليومي الممكن تحمله فبلغ 14 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 إضافية من أجل كامن السرطنة). وبالنظر إلى قاعدة المعطيات حول رباعي كلور الإيثين والاعتبارات الخاصة بتطبيق الجرعة عن طريق مياه الشرب في إحدى الدراستين الحديثتين، ليس من الضروري تضمين عامل ارتباط إضافي ليعكس مدة الدراسة. وتبلغ القيمة الدلالية لرباعي كلورو الإيثين 40 ميكروغرام/لتر (عدد مدور) لمساهمة من جهة مياه الشرب قدرها 10%.

الهيدروكربونات الأروماتية Aromatic hydrocarbons

البنزين Benzene

يستخدم البنزين بشكل رئيسي في إنتاج مواد كيميائية عضوية أخرى. وهو موجود في البترول وتشكل الانبعاثات الناتجة عن المركبات المصدر الأساسي لوجود البنزين في البيئة. ويمكن إدخال البنزين في المياه عن طريق الصبوبات الصناعية وتلوث الغلاف الجوي. أما تركيزاته في مياه الشرب فهي بوجه عام أقل من 5 ميكروغرام/لتر.

ويؤثر التعرض البشري الحاد للتركيزات العالية من البنزين على الجهاز العصبي المركزي بشكل رئيسي. أما في حالة التركيزات المنخفضة منه، فهو سام للجهاز المكوّن للدم، إذ يسبب سلسلة متواصلة من التغيرات المتعلقة بالدمويات، بما في ذلك ابيضاض الدم. ويُضراً لكونه مسرطن للإنسان. فقد صنفته الوكالة الدولية لأبحاث السرطان في المجموعة 1

وتتماثل أشكال الشذوذ المتعلقة بالدمويات الملاحظة عند الإنسان مع نظائرها في أنواع الحيوانات التي تعرضت للبنزين. وتبين من خلال دراسات أجريت على الحيوانات أن البنزين مسرطن سواءً عن طريق الاستنشاق أو الابتلاع. وقد حُرّض أنواعاً عديدة من الأورام عند الجرذان والفئران في مقاييس حيوية للسرطن أجريت لمدة سنتين بواسطة الترقيم مع زيت الذرة. ولم يتبين أن البنزين مُطَفِّر في المقاييس الجرثومية ولكن تبين أنه يسبب أشكالاً من الزيغ الصبغي في الأحياء، في عدد من الأنواع. بما في ذلك الإنسان. وأنه إيجابي في اختبار النواة الصغيرة الذي أجري على الفئران.

دلائل جودة مياه الشرب

ونظراً للمبيئة التي لا لبس فيها على سرطنة البنزين للإنسان وحيوانات المختبر وكذلك تأثيراته السمية الموثقة فقد استخدم استيقاء كمي للمخاطر لحساب مخاطر السرطان طيلة العمر وبالاكتفاء على تقدير للمخاطر باستخدام المعطيات الخاصة بإبيضاض الدم المأخوذة من دراسات وبائية تتضمن التعرض عن طريق الاستنشاق، كانت نتيجة الحساب هي ارتباط تركيز من البنزين في مياه الشرب قدره 10 ميكروغرام/لتر باحتمال خطر زائد السرطان على مدى العمر قدره 10.

ولا تتوفر معطيات حول مخاطر سرطنة البشر عن طريق ابتلاع البنزين، كما تم حساب تفديرات للمخاطر على أساس دراسة تزقيعية لمدة سنتين على الجرذان والفئران. واستخدم نموذج الاستيقاء الخطي الصامد بسبب عدم التناسب الإحصائي بين بعض المعطيات وبين النموذج الخطي المتعدد المراحل. ويبلغ المجال المقدّر لتركيزات البنزين في مياه الشرب ذات العلاقة بزيادة خطر السرطان على مدى العمر 10⁻⁶ على أساس إبيضاض الدم والمفومات في الفئران الإناث وسرطانات الخلايا الصدفية في الجوف الفموي في الجرذان الذكور 10 - 80 ميكروغرام/لتر. أما النهاية الدنيا من هذا التقدير فترتبط بالتقدير المشتق من المعطيات الوبائية التي شكلت أساس القيمة الدلالية السابقة والبالغة 10 ميكروغرام/لتر والمربطة بزيادة احتمال خطر السرطان على مدى العمر بمقدار 10⁻⁶. وعليه تم استيقاء القيمة الدلالية البالغة 10 ميكروغرام/لتر لزيادة احتمال خطر السرطان على مدى العمر بمقدار 10⁻⁶.

التولوين Toluene

يستخدم التولوين بصورة رئيسية كمذيب، وفي خلط البنزين. وقد عُثر على تركيزات منه تنبع بضعة ميكروغرامات في اللتر في المياه السطحية والمياه الجوفية ومياه الشرب. ويمكن للانبعاثات النقطية أن تؤدي إلى تركيزات عالية منه في المياه الجوفية، ولكن التعرض الرئيسي يحدث عن طريق الهواء. ويزداد التعرض بالتدخين وفي حركة المرور. ويتم امتصاص التولوين بشكل كامل من السبيل الهضمي ويتوزع بسرعة داخل الجسم مع تنغليه الأنسجة الشحمية. ويتم استقلاب التولوين بسرعة، وبعد الاقتران، يطرَح في البول في الغالب.

وقد لوحظ في حالة التعرض المهني اعتلال الجهاز العصبي المركزي وتهيج في الأغشية المخاطية. أما السمية الفعوية الحادة فمخفضة. والتولوين يحدث تأثيرات سامة للمضغة والجنين، ولكن هناك بينة واضحة على نشاطه المناسخ في الحيوانات المخبرية وفي الإنسان.

ولا تقدم الدراسات الطويلة الأمد على الاستنشاق عند الجرذان والفئران بينة على سرطنة التولوين. وقد كانت نتيجة اختبارات السمية للجينات في المختبر سلبية، بينما أظهرت مقاييساته في الأحياء نتائج متضاربة فيما يتعلق بالزيغ الصبغي.

وتم اشتقاق المدخول اليومي الممكن تحمله، فيبلغ 223 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام مستوى الأثر الضار الأدنى الذي يمكن تحمله للتأثيرات الهامشية السامة للكبد، وقدره 312 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة تزقيم لمدة 13 أسبوع على الفئران (تقديم الجرعة في 5 أيام في الأسبوع) ومع تطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لتقصير مدة الدراسة واستخدام مستوى الأثر الضار

3 - الجوانب الكيميائية

الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضار غير الملاحظ، وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 700 ميكروغرام/لتر (عدد مدور)، مع تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. وتجدر الإشارة إلى أن هذه القيمة تتجاوز عتبة أدنى الروائح التي تم الإبلاغ عنها للتولوين في المياه (انظر الصفحة 132).

الزيلين Xylenes

يستخدم الزيلين في خلط البنزين ومذيباً ومتوسطاً كيميائياً. ويتم إطلاقه في البيئة على نطاق واسع عن طريق الهواء.

وقد أبلغ عن وجود تركيزات منه وصلت إلى 8 ميكروغرام/لتر في المياه السطحية والمياه الجوفية ومياه الشرب. كما عُثر على مستويات تبلغ بضعة ميلليغرامات في اللتر في المياه الجوفية الملوثة بواسطة الانبعاثات النفطية. ويأتي التعرض للزيلين في المقام الأول من الهواء ويزداد التعرض له بالتدخين.

ويتم امتصاص الزيلين بصورة سريعة عن طريق الاستنشاق ولا توجد معطيات حول التعرض الفموي. ويتوزع الزيلين بسرعة داخل الجسم، وعلى الأغلب في الأنسجة الشحمية. ويستقلب استقلاباً كاملاً تقريباً ويتم إفراغه في البول.

أما سمية الزيلين الحادة فمنخفضة ولم يُعثر على بيئة متعنة بصدد الإمساخ ولم تظهر دراسات السرطنة الطويلة الأمد أي بيئة على السرطنة. أما الاختبارات الخاصة بالتطهير فكانت سلبية في المختبر وفي الأحياء على حد سواء.

وقد تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 179 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام مستوى للأثر الضار غير الملاحظ بلغ 250 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس وزن الجسم متناقص في دراسة تزييم لمدة 103 أسابيع أجريت على الجرذان (أعضاء الجرعة في 5 أيام في الأسبوع)، مع تطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 للنقطة النهائية السمية المحددة). وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 500 ميكروغرام/لتر (عدد مدور) مع تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. وهذه القيمة تتجاوز عتبة أدنى الروائح التي تم الإبلاغ عنها للزيلين في مياه الشرب (انظر الصفحة 132).

إثيل البنزين Ethylbenzene

تتمثل المصادر الأساسية لوجود إثيل البنزين في البيئة في الصناعة البترولية واستخدام منتجاتها

ونظراً لخصائصه الفيزيائية والكيميائية يمكن توقع وجود أكثر من 96% من إثيل البنزين الموجود في البيئة في هوائها. وتم الإبلاغ عن وجود قيم تصل إلى 26 ميكروغرام/م³ في الهواء. كما عثر عليه بمقادير زهيدة في المياه السطحية والجوفية وفي مياه الشرب والغذاء. وإثيل البنزين سهل الامتصاص بالطريق الفموي أو الاستنشاق أو الطرق الجلدية. وقد أبلغ عن إمكان تخزينه في الدهن عند الإنسان. ويتحول إثيل البنزين تحولاً كاملاً تقريباً إلى مستقلبات ذوابة يتم إفراغها بسرعة في البول.

دلائل جودة مياه الشرب

كما أن سميته الفعوية الحادة منخفضة. ولا يمكن التوصل إلى نتائج حاسمة من معطيات الإنساخ المحدودة. كما لا تتوفر معطيات حول الإنجاب والسمية الطويلة الأمد أو السرطنة. ولم يظهر إثيل البنزين بيئة على سميته للجينات في نظم المختبر أو الأحياء. وتم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 97.1 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ قدره 136 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، وتم تصحيحه بحيث تكون الجرعات لمدة خمسة أيام في الأسبوع. على أساس سمته الكبدية وسميته الكلبيتين التي شوهدت خلال دراسة محدودة لمدة 6 شهور على الجرذان. مع تطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (منها 100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لقاعدة المعطيات المحدودة ومدة الدراسة القصيرة) وهذا بالتالي يعطي قيمة دلالية قدرها 300 ميكروغرام/لتر (عدد مدور)، بتخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. وهذه القيمة تتجاوز أدنى عتبة لرائحة إثيل البنزين أبلغ عنها في مياه الشرب (انظر الصفحة 132).

الستايرين Styrene

يوجد الستارين، الذي يستخدم في المقام الأول في إنتاج البلاستيك والراتين، بمقادير زهيدة في المياه السطحية ومياه الشرب والغذاء. ويمكن أن تصل مستويات التعرض من جهة الهواء في المناطق الصناعية إلى بضع مئات من الميكروغرامات في اليوم. ويمكن للتدخين أن يزيد التعرض اليومي إلى 10 أضعاف.

وبعد التعرض الفعوي أو الاستنشاق، يتم امتصاص الستارين بسرعة ويتوزع على نطاق واسع داخل الجسم، مع تفضيله مداخر الشحم. ويتم استقلابه إلى أكسيد الستارين المتوسط النشط 8.7 المقترن مع الغلوتاثيون أو يتابع استقلابه ويتم إفراغ المستقلبات بسرعة وبصورة كاملة تقريباً في البول.

ويتميز الستارين بانخفاض سميته الحادة. وفي حالة التعرض المهني، يمكن أن يحدث تهيج في الأغشية المخاطية وحمود في الجهاز العصبي المركزي مع إمكان حدوث تسمم كبدى وقد لوحظ، في دراسات قصيرة الأمد للسمية أجريت على الجرذان وجود اعتلال في نشاط ناقل الغلوتاثيون وانخفاض تركيزات الغلوتاثيون.

وفي الاختبارات في المختبر، تبين أن الستارين لا يكون مطفراً إلا في حالة وجود التنشيط الاستقلابي كما لوحظت حالات زيغ صبغي من خلال دراسات في المختبر وفي الأحياء وكان معظمها في حالة الجرعات العالية من الستارين. ويعتبر أكسيد الستارين المتوسط المتفاعل 8.7 مطفراً مباشر الفعل.

وفي دراسات طويلة الأمد، زاد الستارين المأخوذ عن طريق الفم بجرعات عالية من وقوع أورام رئوية عند الفئران ولكن لم يكن له تأثير مسرطن في الجرذان. وكان أكسيد الستارين 8.7 مسرطناً في الجرذان بعد إعضائه عن طريق الفم. وقد صنعت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان الستارين في المجموعة 2ب. وتشير المعطيات المتوافرة إلى أن سرطنة الستارين تنجم عن التحويل الزائد لآلية إزالة السمية لأكسيد الستارين 8.7 (مثل نفاذ الغلوتاثيون).

وقد تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 7.7 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 7.7 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، في

3 - الجوانب الكيميائية

دراسة لباء الشرب لمدة سنتين أجريت على الجرذان. مع تطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 للسرطنة والسمية للجينات لأكسيد الستايرين المتوسط المتفاعل 8.7). وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 20 ميكروغرام/لتر (عدد مدور) بتخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لباء الشرب وتجدر الإشارة إلى أنه يمكن للستايرين أن يؤثر على مقبولية مياه الشرب عند هذا التركيز (انظر الصفحة 133).

الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى Polynuclear aromatic hydrocarbons
لقد تم استمراف عدد كبير من الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى (PAHs) من مصادر شتى للاحتراق والتحلل بالحرارة في البيئة. والمصدر الرئيسي لتعرض الإنسان للهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى هو الغذاء. إذ تقتصر إسهاماتها على مقادير صغرى.

ولا يتوافر إلا القليل من المعلومات حول سمية الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى عن طريق الفم وخصوصاً بعد التعرض الطويل الأمد وقد تبين أن البنزوبيرين الذي يشكل جزءاً صغيراً من إجمالي الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى مسرطن في الفئران بالطريق الفموي، كما تبين أن بعض مركبات الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى مسرطنة بالطريق الملقوي. وتم تحديد مركبات أخرى منها بأنها ذات سرطنة منخفضة الاحتمال كما تبين أن البنزوبيرين مُطفر في عدد من المقاييس في المختبر وفي الأحياء.

ولا تتوافر المعطيات الوافية التي يمكن أن يبنى عليها التقدير الكمي لسرطنة الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى المأخوذة عن طريق الفم إلا فيما يخص البنزوبيرين الذي يبدو أنه مسرطن محلي من حيث كونه يحرض الأورام في موقع إعطاء الجرعة وقد أسفر تقديم جرعات من البنزوبيرين في النظام الغذائي للجرذان عن وقوع متزايد في أورام في المعدة الأمامية. ولم يكن من الممكن، نظراً للبروتوكول غير المألوف المتبع خلال هذه الدراسة. والذي تضمن طوراً متغيرة من الجرعات وأعمار الحيوانات التجريبية استيفاء هذه المعطيات بدقة باستخدام النموذج المحوّل إلى الخطي والمتعدد المراحل والمطبق عادة في اشتقاق هذه القيم الدلالية لباء الشرب وعلى أية حال، فقد تم تنفيذ تقييم كمي للمخاطر باستخدام نموذج طفرة الولادة والوفاة ذي المرحلتين. وكانت القيمة الدلالية الناتجة من أجني البنزوبيرين في مياه الشرب الموازية لزيد احتمال خطر السرطان على مدى العمر بمقدار 10 هي 0.7 ميكروغرام/لتر.

وهناك بعض المعطيات غير الكافية لاشتقاق دلائل مياه الشرب من أجل هيدروكربونات أخرى أروماتية متعددة النواة وعلى كل حال، فقد وضعت التوصيات التالية من أجل مجموعة الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى.

- نظراً للارتباط الوثيق بين الأجسام الصلبة المعلقة وبين الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى، سوف يضمن تطبيق المعالجة، عند الضرورة، من أجل تحقيق مستوى العكر الموصى به خفض مستويات الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى إلى الحد الأدنى.

- لا يجوز أن يحدث تلوث للمياه بالهيدروكربونات الأروماتية خلال عملية معالجة انياه أو توزيعها ولذلك يجب وقف استخدام قار الفحم والمواد المشابهة لبطانات

دلائل جودة مياه الشرب

الأنابيب والمواد المغلفة في صهاريج التخزين. ومن المسلم به أنه قد يكون من غير العملي إزالة بطانات قار الفحم من الأنابيب الموجودة. وعلى كل حال ينبغي إجراء البحوث حول طرق خفض انتفاذ الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى من مواد التبطين إلى أدنى حد ممكن.

- يوصى، من أجل رصد مستويات الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى، باستخدام عدة مركبات نوعية لتكون بمثابة مؤشرات على المجموعة بأكملها وسوف يختلف اختيار المركبات الدالة من حالة لأخرى. ولابد من رصد مستويات الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى بشكل منتظم لتحديد المستويات الأساسية التي يمكن أن يُبنى عليها تقييم أي تبدلات طارئة. لكي يكون من الممكن اتخاذ الإجراء العلاجي إذا دعت الضرورة.
- أما في الحالات التي يكون فيها تلوث مياه الشرب بالهيدروكربونات الأروماتية قد حدث بالفعل، فيجب استعراض المركبات النوعية الموجودة ومصدر التلوث نظراً لاختلاف احتمالات السرطنة بمركبات الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى.

البنزين الكلور *Chlorinated benzenes*

أحادي كلور البنزين *Monochlorobenzene*

يعتقد بأن سبب انطلاق أحادي كلور البنزين (MCB) في البيئة ينجم بصورة رئيسية عن الفقد الحاصل أثناء التطاير والمرتبط باستخدامه كمذيب في تركيبات مبيدات الهوام واستخدامه عاملاً لإزالة الشحوم وعن غير ذلك من التطبيقات الصناعية الأخرى. وربما كان الهواء المصدر الرئيسي لتعرض الإنسان

وتعتبر السمية الحادة لأحادي كلور البنزين منخفضة. إلا أن التعرض الفموي لجرعات عالية منه يؤثر بصورة رئيسية على الكبد والكلى والنظام المكون للدم. وهناك بيئة محدودة على سرطنته لذكور الجرذان. وتزيد الجرعات العالية من حدوث عقيدات ورمية في الكبد. وتشير أغلبية البيانات إلى أن أحادي كلور البنزين غير مُطفر. وعلى الرغم من أنه يرتبط مع الدنا في الأحياء فإن مستوى الارتباط يظل منخفضاً.

وقد تم حساب المدخول اليومي الممكن تحمله، فبلغ 85.7 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتباط قدره 500 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و5 لمحدودية بيئة السرطنة) على مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 60 مغ/كغ من وزن الجسم للعقيدات الورمية التي تم استعراضها في دراسة لمدة سنتين على الجرذان مع جرعات تعطى في 5 أيام في الأسبوع بالتزقيم. وهذا يعطي قيمة دلالية مقدارها 300 ميكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب وعلى كل حال، فهذه القيمة تتجاوز بكثير أدنى عتبة تم الإبلاغ عنها بصدد الرائحة والطعم في حالة وجود أحادي كلور البنزين في المياه (انظر الصفحة 133).

3- الجوانب الكيميائية

ثنائي كلور البنزين Dichlorobenzenes

يستخدم ثنائي كلور البنزين (DCBs) على نطاق واسع في الصناعة والمقتجات المنزلية مثل عوامل تنقية الروائح. ومواد الأصبغة الكيميائية ومبيدات الهواء والمصدر الغالب لتعرض الإنسان هو الهواء والطعام

2.1 ثنائي كلور البنزين 1,2-Dichlorobenzene

وهو منخفض السمية الحادة في حالة التعرض الفموي. أما في حالة التعرض الفموي لجرعات عالية منه فإنه يؤثر بشكل رئيسي على الكبد والكلى. ويشير توازن الدلائل إلى أن ثنائي كلور البنزين 2.1 (1,2-DCB) غير سام للجينات. وليس هناك بيئة على سرطنته في القوارض.

وقد تم حساب المدخول اليومي الممكن تحمله قبل 429 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بالنسبة لثنائي كلور البنزين 2.1 بتطبيق عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير ضمن نوعين) على مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ يبلغ 60 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل التنبؤ الأثري في الكلى الذي تم استعرافه في دراسة لمدة سنتين بترقيته الجرعات في 5 أيام في الأسبوع وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 1000 ميكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب وهذه القيمة تتجاوز بكثير أدنى عتبة تم الإبلاغ عنها بصدد الرائحة لثنائي كلور البنزين 2.1 في المياه (انظر الصفحة 133).

3.1 ثنائي كلور البنزين 1,3-Dichlorobenzene

لا تتوفر معطيات سمية كافية حول هذا المركب تسمح باقتراح قيمة دلالية، ولكن تجدر الإشارة إلى أنه نادر الوجود في مياه الشرب

1.4 ثنائي كلور البنزين 1,4-Dichlorobenzene

لنخفض السمية الحادة، ولكن هناك بيئة تدل على أنه يزيد من وقوع الأورام الكلوية عند الجرذان وكذلك الأورام الغدية والسرطانات المتعلقة بالخلايا الكبدية عند الفئران بعد التعرض الطويل الأمد. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان ثنائي كلور البنزين 4.1 في المجموعة 2

وهو لا يعتبر ساماً للجينات، كما أن علاقة الإنسان بالأورام المشاهدة عند الحيوانات أمر مشكوك فيه. وعليه يصح حساب القيمة الدلالية له باستخدام طريقة المدخول اليومي الممكن تحمله. وقدره 107 ميكروغرام/لتر من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100) للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين النوعين و10 نظراً لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ ولأن نقطة النهاية السمية هي السرطنة على مستوى للأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته وقدره 150 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. للتأثيرات الكلوية التي تم استعرافها خلال دراسة لمدة سنتين (تقديم الجرعات في 5 أيام من الأسبوع). واقترحت قيمة دلالية قدرها 300 ميكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله

دلائل جودة مياه الشرب

لمياه الشرب. وهذه القيمة تتجاوز بكثير أدنى عتبة تم الإبلاغ عنها بصدد رائحة ثنائي كلور البنزين 4.1 في مياه الشرب (انظر الصفحة 133).

ثلاثي كلور البنزين Trichlorobenzenes

يحدث انطلاق ثلاثي كلور البنزين (TCBs) في البيئة من خلال صناعته واستخدامه كمادة من المواد الكيميائية الصناعية ومتوسط كيميائي ومذيب. ويوجد في مياه الشرب ولكن من النادر أن تتجاوز مستوياته 1 ميكروغرام/لتر. وينجم تعرض عامة السكان بصورة رئيسية عن الغذاء.

أما سميته الحادة فمعتدلة. وبعد التعرض الغموي الطويل الأمد، تظهر على المصاوغات الثلاثة جميعها تأثيرات سمية متماثلة وخاصة على الكبد. ولم تنفذ دراسات طويلة الأمد على السمية والسرطنة فيما يخص الطريق الغموي، إلا أن المعطيات المتوافرة تشير إلى أن جميع المصاوغات الثلاثة ليست سامة للجينات.

وقد تم حساب المدخول اليومي الذي يمكن تحمله فبلغ 7.7 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين النوعين و10 لتقصير مدة الدراسة) على مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 7.7 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل السمية الكبدية التي تم استعراضها في دراسة لمدة 13 أسبوع أجريت على الجرذان. وستكون القيمة الدلالية 20 ميكروغرام/لتر (عدد مدور) لكل مصاوغ مبنية على أساس تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. ونظراً للتشابه في سمية مصاوغات ثلاثي كلور البنزين، اقترحت قيمة دلالية قدرها 20 ميكروغرام/لتر لإجمالي ثلاثي كلور البنزين. وهذه القيمة تتجاوز أدنى عتبة رائحة تم الإبلاغ عنها في مياه الشرب (انظر الصفحة 133).

المكونات العضوية المتنوعة Miscellaneous organic constituents

ثنائي الأديبات (2 - إيثيلكسيل) Di(2-ethylhexyl)adipate

يستخدم ثنائي الأديبات (2 - إيثيلكسيل) بشكل رئيسي في صناعة الراتين التركيبي مثل الكلوريد المتعدد الفينيل (PVC). ونظراً لاستخدامها في طبقات الكلوريد المتعدد الفينيل. يعتبر الغذاء هو المصدر الأكثر أهمية بالنسبة للتعرض البشري (إذ يصل إلى 20 مغ/يوم). والتقارير الخاصة بوجود ثنائي الأديبات (2 - إيثيلكسيل) في المياه السطحية وفي مياه الشرب نادرة، غير أنه تم استعراضه أحياناً في مياه الشرب بمستويات تبلغ بضع ميكروغرامات في اللتر.

وتعتبر ثنائي الأديبات (2 - إيثيلكسيل) ذو سمية منخفضة قصيرة الأمد، إلا أن مستوياته في النظام الغذائي إذا زادت على 6000 مغ/كغ من الطعام تعرض تكاثر البيروكسي في كبد القوارض وهذا التأثير يرتبط في كثير من الأحيان بنشوء الأورام الكبدية. وقد حرص ثنائي الأديبات (2 - إيثيلكسيل) الأورام السرطانية لدى إناث الفئران في جرعاته العالية جداً ولكنه لم يفعل ذلك في ذكور الفئران أو الجرذان. وهو غير سام للجينات. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان ثنائي الأديبات (2 - إيثيلكسيل) في المجموعة 3.

3 - الجوانب الكيميائية

وعلى الرغم من أن ثنائي الأديبات (2 - إيثيلكسيل) غير سام للجينات في الفئران فإن شاكلة السمية وفقد التطهيرية فيه يدعمان استخدام طريقة المدخول اليومي الممكن تحمله لوضع قيمة دلالية له في مياه الشرب. وقد تم حساب مدخول يومي يمكن احتماله قدره 280 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتباط قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد وبين نوعين) على أدنى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ في حالة ثنائي الأديبات (2 - إيثيلكسيل) وقدره 28 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس السمية للجنين عند الجرذان. أما القيمة الدلالية فهي 80 ميكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص "a" للمدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب

ثنائي الفثالات (2 - إيثيلكسيل) Di(2-ethylhexyl)phthalate

يستخدم ثنائي الفثالات (2 - إيثيلكسيل) بصورة رئيسية كملدن. ويوجد في المياه السطحية والمياه الجوفية ومياه الشرب بتركيزات تبلغ بضع ميكروغرامات في اللتر. أما في المياه السطحية والمياه الجوفية الملوثة فقد أبلغ عن وجود تركيزات بمئات الميكروغرامات في اللتر الواحد

وتظل مغولية بعض المعطيات المتعلقة بعينات المياه البيئية موضع شك بسبب التلوث الثانوي الحاصل أثناء جمع العينات وإجراءات المزج. هذا وقد أبلغ عن وجود تركيزات تتجاوز الذويانية بعشرة أضعاف.

ويتباين التعرض بين فرد وآخر نظراً لانتساع نطاق المنتجات التي تتضمن ثنائي الفثالات (2 - إيثيلكسيل)، ويوجه عام، سيظل الغذاء هو الطريق الرئيسي للتعرض

ويتم امتصاص ثنائي الفثالات (2 - إيثيلكسيل) بسرعة في الجرذان عن طريق السبيل المعدي المعوي. أما عند المدمات (بما في ذلك الإنسان)، فيكون الامتصاص بطيئاً بعد تناولها. وقد لوحظ أيضاً فروق في الأنواع فيما يتعلق بالشاكلة الاستقلابية. فمعظم الأنواع كغور الأسماك الأحادي المقترن في البول. وعلى كل حال تفرغ الجرذان نواتج الأكسدة المطرفية وتتوزع ثنائي الفثالات (2 - إيثيلكسيل) على نطاق واسع داخل الجسم مع ارتفاع مستوياتها إلى أقصى الحدود في الكبد والنسيج الشحمي من دون أن يظهر لها تراكم معتد.

أما سمييتها النموية الحادة فمنخفضة كما أن أكثر التأثيرات لفتاً للنظر في دراسات السمية القصيرة الأمد هي انتشار البيروكسيات الكبدية التي يدل عليها نشاط الأنزيم البيروكسي المتزايد والتغيرات الهيستوباثولوجية وتشير المعلومات المتوافرة إلى أن المدمات، بما فيها الإنسان، أقل حساسية بكثير لهذا التأثير، من القوارض

وقد عُثر، في دراسات سرطنة فموية طويلة الأمد على سرطانات كبدية الخلابا في الجرذان والفئران. واستنتجت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان أن ثنائي الفثالات (2 - إيثيلكسيل) مسرطنة محتملة للإنسان (المجموعة 2ب). وفي عام 1988، قامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية بتقييم ثنائي الفثالات (2 - إيثيلكسيل) وأوصت بخفض التعرض البشري لهذا المركب في الغذاء إلى أدنى مستوى يمكن الوصول إليه. ورأت اللجنة أن هذا يمكن تحقيقه باستخدام مبدئات بديلة أو بدائل عن المواد البلاستيكية المحتوية على ثنائي الفثالات (2 - إيثيلكسيل).

دلائل جودة مياه الشرب

ولم تظهر ثنائي الفثالات (2 - إيثيلكسيل) ومستقبلاتها في دراسات شتى. أجريت في المختبر، وفي الأحياء، بيئة على سميتها للجينات باستثناء تحريض اختلال الصبغة الصبغية والتحول الخلوي.

وبالاستناد إلى غياب البيئة على السمية للجينات والعلاقة التي أشير إليها بين التكاثر المطول للبيروكسيات الكبدية وحدوث السرطانات الكبدية الخلايا، تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله باستخدام أدنى درجة لمستوى الأثر الضائر غير الملاحظ وقدرها 2.5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس التكاثر البيروكسي في كبد الجرذان. وعلى الرغم من أن آلية تحريض الورم الكبدية الخلايا ليست محسومة بصورة كاملة فإن استخدام مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ المشتق من الأنواع الأكثر حساسية بكثير فيما يخص نقطة النهاية الحساسة بوجه خاص للتكاثر البيروكسي يبرر استخدام عامل ارتباط قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين). وعليه يكون المدخول اليومي الممكن تحمله 25 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 8 مكروغرام/لتر (عدد مدور) مع تخصيص 1% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب.

الأكريلاميد Acrylamide

يظهر متبقي موحود الأكريلاميد في مخثرات البولي أكريلاميد المستخدمة في معالجة مياه الشرب وبوجه عام تظل الجرعة القصوى المرخصة من المكاثير 1 مغ/لتر. وفي حالة وجود محتوى من الموحود قدره 0.05% فإن هذا يوازي تركيزاً نظرياً أقصى قدره 0.5 مكروغرام/لتر من الموحود في المياه. ويمكن أن تقل التركيزات الفعلية عن ذلك بعامل اثنين إلى ثلاثة. وهذا ينطبق على البولي أكريلاميدات الأنثونية وغير الأنثونية، إلا أن المستويات القليلة من البولي أكريلاميد الهابط يمكن أن تكون أعلى وتستخدم البولي أكريلاميدات أيضاً كعوامل تجصيص عند إنشاء خزانات مياه الشرب والآبار. كما يمكن أن ينجم التعرض البشري الإضافي عن الغذاء بسبب استخدام البولي أكريلاميد في معالجة الغذاء.

ويتم امتصاص الأكريلاميد بسهولة بعد ابتلاعه في السبيل المعدي المعوي ويتوزع على نطاق واسع في سائل الجسم ويمكن للأكريلاميد أن يخترق المشيمة وهو سام للأعصاب ويؤثر على الخلايا الجنسية ويسبب اعتلال الوظيفة الإنجابية.

كان الأكريلاميد في مقاييس التطفيرية سلبياً في اختبار Ames (Ames) إلا أنه حرض الطفرات الجينية في خلايا الثدييات والزيغ الصبغي في المختبر وفي الأحياء. وفي دراسة سرطان طويلة الأمد أجريت على الجرذان المعرضة عن طريق مياه الشرب. حرض الأكريلاميد الأورام الصغرية وأورام الغدة الدرقية والكظرية في الذكور كما حرض الأورام الثديية والدرقية والرحمية عند الإناث. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان الأكريلاميد في المجموعة 2B.

وبالاستناد إلى المعلومات المتوافرة، تم استنتاج أن الأكريلاميد مسرطن سام للجينات. وعليه نفذت عملية تقييم للمخاطر باستخدام أسلوب اللاحقة

وعلى أساس الأورام الثديية والدرقية والرحمية التي لوحظت مجتمعة في إناث الجرذان من خلال دراسة مياه الشرب واستخدام نموذج خطي متعدد المراحل قدرت قيمة دلالية قدرها 0.5 مكروغرام/لتر ترتبط بزيادة احتمال خطر السرطان على مدى العمر بمقدار 10

3 - الجوانب الكيميائية

ومن أهم مصادر تلوث مياه الشرب بالأكريلاميد استخدام مسببات التندف البولي أكريلاميدية التي تحتوي على متبقي موحود الأكريلاميد. وعلى الرغم من أن مستوى التقدير الكمي العملي للأكريلاميد هو عادة من رتبة 1 ميكروغرام/لتر، فمن الممكن التحكم في تركيزاته داخل مياه الشرب بواسطة المنتج وتحديد مواصفات الجرعة.

الايبيكلوروهيدرين Epichlorohydrin

يستخدم الايبيكلوروهيدرين (ECH) لصناعة الغليسيرول، والبروتينات الإبيوكسية غير المعدلة ولا تتوافر معطيات كمية حول وجوده في الطعام أو في مياه الشرب، إلا أنه يتحلل في الأوساط المائية

ويتم امتصاص الايبيكلوروهيدرين بسرعة وعلى نحو شامل بعد التعرض عن طريق الفم أو الاستنشاق أو عن طريق الجلد ويرتبط بسهولة مع المكونات الخلوية.

أما آثار السمية الرئيسية فهي التهييج الموضعي والأضرار التي تلحق بالجهاز العصبي المركزي، وهو يحرض سرطانات الخلايا الحرشمية في جوف الأنف من خلال الاستنشاق ويحرض أورام المعدة الأمامية بالطريق القموي. كما تبين أنه سام للجينات في المختبر وفي الأحياء. وعليه صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان الايبيكلوروهيدرين في المجموعة 2.

وعلى الرغم من أن الايبيكلوروهيدرين مسرطن سام للجينات فقد اعتبر استخدام النموذج الطولي المتعدد المراحل لتقدير مخاطر السرطان غير وافي بالغرض لأن الأورام لا تلاحظ إلا في مواقع إعطاء الجرعات، حيث يكون الايبيكلوروهيدرين مهيجاً بدرجة عالية.

وعليه تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله وقدره 0.143 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 10 000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته، بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ و10 تعكس السرطنة) على مستوى للأثر الضائر الذي يمكن ملاحظته، قدره 2 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم بالنسبة لفرط تنسج المعدة الأمامية في دراسة دامت سنتين على الجرذان بواسطة التزقيم (إعطاء الجرعة 5 أيام في الأسبوع). وهذا يعطي قيمة دلالية مؤقتة قدرها 0.4 ميكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. أما مستوى التقدير الكمي العملي للايبيكلوروهيدرين فهو 30 ميكروغرام/لتر، ولكن يمكن التحكم في تركيزاته الموجودة في مياه الشرب عن طريق تحديد مواصفات محتوى الايبيكلوروهيدرين في النواتج المتصلة به.

سداسي الكلوروبوتادين Hexachlorobutadiene

يستخدم سداسي الكلوروبوتادين مذيباً في إنتاج غاز الكلور ومبيداً للهوام ومتوسطاً في صناعة المركبات المطاطية ومزلقاً وقد أُبلغ عن وجود تركيزات منه تصل إلى 6 ميكروغرام/لتر في صبوبات معامل الصناعات الكيميائية. كما لوحظ وجوده في الهواء والغذاء. وهو سهل الامتصاص والاستقلاب عن طريق الاقتران بالفلوتاتيون. ويمكن لهذا المتقارن أن يستقلب بعد ذلك إلى مشتق سام للكلىتين.

وقد لوحظت الأورام الكلوية في دراسة فموية طويلة الأمد أجريت على الجرذان. ولم يثبت أن سداسي الكلوروبوتادين مسرطن من خلال طرق التعرض الأخرى. وصنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان سداسي الكلوروبوتادين في المجموعة 3 وتم الحصول على نتائج

دلائل جودة مياه الشرب

إيجابية وسلبية بصدد سداسي الكلوروبوتادين من المقاييس الجرثومية بخصوص الظفرة التطفلية، وعلى أية حال، فقد أعطت معظم المستقلبات نتائج إيجابية. وبالاستناد إلى المعلومات الاستقلابية والسمومية المتوافرة اعتبر أسلوب المدخول اليومي يمكن تحمله بلانما إلى أقصى الحدود لاشتقاق قيمة دلالية، وعليه تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله قدره 0.2 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لمحدودية البيئة على السرطنة والسمية للجينات في بعض المستقلبات) على مستوى الأثر الضار غير الملاحظ يبلغ 0.2 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم للسمية للكليتين خلال دراسة تغذية لمدة سنتين أجريت على الجرذان. وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 0.6 مكروغرام/لتر على أساس تخصيص نسبة 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. أما التقدير الكمي العملي لسداسي الكلوروبوتادين فيبلغ مرتبة 2 مكروغرام/لتر، ولكن يمكن التحكم في التركيزات الموجودة منه في مياه الشرب من خلال تحديد نوعية محتوى سداسي الكلوروبوتادين في المنتجات ذات الاحتكاك به

حمض الايديتيك Edetic acid

يستخدم حمض الايديتيك (ethylenediaminetetraacetic acid; EDTA) وأملاحه في العديد من العمليات الصناعية كالمنتجات المنزلية والمضافات الغذائية. كما يستعمل كمقار في معالجة الاستحلاب وهو بطيء التدرج وهناك انطلاقات كبيرة منه في البيئة المائية وقد سجلت مستوياته في المياه الطبيعية التي بلغت 0.9 مغ/لتر إلا أنها عادة دون 0.1 مغ/لتر وتعتبر قاعدة معطيات السمية الخاصة بـ حمض الايديتيك قديمة نسبياً. أما الدراسات على الحيوانات المخبرية فهي معقدة لأن حمض الايديتيك يشكل معقدات مع الزنك في السبيل الهضمي وحمض الايديتيك بطيء الامتصاص ويعتبر منخفض السمية لا تتوافر معلومات عن تطفيرته ولكن هناك معطيات محدودة فقط حول السرطنة. وفي عام 1973، اقترحت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية مدخولاً يومياً مقبولاً من إيديتات ثنائي صوديوم الكلسيوم كمضاف غذائي قدره 2.5 مغ/كغ من وزن الجسم (1.9 مغ/كغ من وزن الجسم في صورة الحمض الحر). وعلى أية حال فقد أوصت لجنة الخبراء المذكورة آنفاً بعدم ترك إيديتات الصوديوم لتبقى في الطعام.

وتم إدخال عامل ارتياب إضافي قدره 10 ليعكس حقيقة أن المدخول اليومي المقبول المقترح من قبل اللجنة المذكورة لم يؤخذ بعين الاعتبار منذ عام 1973 وليعكس القلق إزاء تعقد الزنك معطياً بذلك مدخولاً يومياً يمكن تحمله يبلغ 190 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وبالنظر إلى إمكانية تعقد الزنك، اشتقت قيمة دلالية مؤقتة بافتراض استهلاك لتر واحد من الماء من قبل طفل وزنه 10 كغ. وعليه تكون القيمة الدلالية 200 مكروغرام/لتر (عدد مدور)، بتخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب.

حمض ثلاثي الأسيتيك النتريلي Nitrilotriacetic acid

يستخدم حمض ثلاثي الأسيتيك النتريلي (NTA) بصورة رئيسية في منظفات الملابس بدلاً من الفوسفات وفي معالجة مراحل المياه لمنع تراكم الفلّس المعدني. ولا تتجاوز تركيزاته في مياه الشرب في العادة بضع ميكروغرامات باللتر.

3- الجوانب الكيميائية

ولا يتم استقلابه في الحيوانات ويتم التخلص منه بسرعة على الرغم من إمكان استبقاء القليل منه في العظام. وهو منخفض السمية الحادة بالنسبة للحيوانات ولكن تبين أنه يسبب الأورام الكلوية في القوارض بعد التعرض الطويل الأمد لجرعات عالية منه. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان حمض ثلاثي الأسيتيك النتريلي في المجموعة 2B. وهو غير سام للجينات ويُعتقد أن تحريضه للأورام ناجم عن سميته للخلايا الناتجة عن استقلاب الهوابط الثنائية التكافؤ (chelation of divalent cations) مثل الزنك والكلس في السبيل البولي مما يؤدي إلى تطور مرط التنسج ومن ثم إلى تكون الورم. ولما كان حمض ثلاثي الأسيتيك النتريلي غير سام للجينات ولا يحدث الأورام إلا بعد التعرض الطويل لجرعات أعلى من تلك التي تسبب سمية للكلية فقد حددت القيمة الدلالية باستخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله. وعليه تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله قدره 10 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير بين النوعين والتغير ضمن النوع الواحد و10 لاحتمال السرطنة في حالة الجرعات العالية) على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ وقدره 10 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم لدراسة دامت عامين أجريت على الجرذان حول التهاب الكلية والكلاء. وبالنظر إلى عدم وجود تعرض جوهري من مصادر أخرى. فقد تم تخصيص 50% من المدخول اليومي الممكن تحمله لياه الشرب مما يؤدي إلى قيمة دلالية قدرها 200 ميكروغرام/لتر (رقم مدور).

مركبات التصدير العضوية Organotin

تتألف مجموعة المواد الكيميائية المعروفة باسم مركبات التصدير العضوية من عدد كبير من المركبات ذات الخصائص والتطبيقات المختلفة. والمركبات المزدوجة الاستبدال هي الأوسع استخداماً من بين مجموعة مركبات التصدير العضوية تستخدم مثبتات في البلاستيك بما في ذلك أنابيب المياه المصنوعة من عديد الفايثيل كلوريد وكذلك المركبات الثلاثية التبادل التي تستخدم على نطاق واسع كمبيدات للأحياء.

مركبات التصدير الثنائية الألكيل Dialkyltins

تعتبر المركبات المزدوجة الاستبدال التي يمكن أن ترشح من أنابيب المياه المصنوعة من عديد الفايثيل كلوريد بعد فترة قصيرة من التركيب بمثابة ذيفانات مناعية في المقام الأول على الرغم من أنها تبدو ذات سمية عامة منخفضة. والمطويات المتوافرة لا تكفي لاقتراح قيمة دلالية لكل مركب من مركبات التصدير الثنائية الألكيل على حدة.

أكسيد التصدير الثلاثي البوتيل Tributyltin oxide

يستخدم أكسيد التصدير الثلاثي البوتيل (TBTO) على نطاق واسع كمبيد للأحياء في حواجز الخشب والدهانات المقاومة للتآكل. وهو شديد السمية للحياة المائية ويجري خفض استعماله في بعض البلدان. ولا تتوافر سوى معطيات محدودة حول التعرض له، ولا يُرجح التعرض له من طريق الغذاء، باستثناء أغذية بحرية معينة.

وأكسيد التصدير الثلاثي البوتيل غير سام للجينات. وقد أبلغ عن دراسة سرطنة واحدة لوحظت فيها تغييرات ورمية في القدد الصم إلا أن أهمية هذه التغييرات اعتبرت مشكوكاً فيها ويبدو أن النقطة النهائية الأكثر حساسية هي السمية المناعية في حالة وجود أدنى

دلائل جودة مياه الشرب

مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ وقدره 0.025 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة تغذية مدتها 17 شهراً أجريت على الجرذان حول كبت المقاومة للدودة المسودة (الشعيرينة الحلزونية). ولا تتضح أهمية هذه النتيجة بالنسبة للإنسان كل الوضوح إلا أن هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ متسق، ضمن إطار التسلسل الترتيبي للمقدار مع المستويات الأخرى للأثر الضائر غير الملاحظ الخاصة بالسمية الطويلة الأمد.

وقد تم حساب المدخول اليومي الممكن تحمله قدره 0.25 مكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم بتطبيق عامل ارتباط قدره 100 (للتغير بين النوعين وضمن النوع الواحد) مع مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 0.025 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم لكبت المقاومة للدودة الشعيرينة الحلزونية. وتبلغ القيمة الدلالية لأكسيد القصدير الثلاثي البيوتيل 2 مكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله مياه الشرب.

وقاعدة المعطيات الخاصة بسمية مركبات القصدير العضوية الأخرى الثلاثية التبادل إما محدودة أو قديمة ولذلك فقد رُوي أنه من غير المناسب اقتراح قيم دلالية لهذه المركبات

3-6-3 مبيدات الهوام

من المسلم به أن انحلال نواتج تدرك مبيدات الهوام يمكن أن يسبب مشكلة في مياه الشرب. وعلى كل حال ففي كثير من الحالات لم تؤخذ سميات نواتج التدرك هذه بعين الاعتبار في هذه الدلائل لعدم كفاية المعطيات حول هويتها ووجودها ونشاطها البيولوجي.

Alachlor الأكلور

الأكلور مبيد للأعشاب يستخدم قبل وبعد انتشار البذور ويستخدم لمكافحة الأعشاب السنوية والكثير من الأعشاب العريضة الأوراق في السذرة وغيرها من المحاصيل. وينفذ من التربة بشكل رئيسي عن طريق التطاير والتدرك الضوئي والتدرك العضوي وقد تم استعراف الكثير من نواتج تدرك الأكلور في التربة. وتم الكشف عنه في المياه السطحية والجوفية كما تم الكشف عنه أيضاً في مياه الشرب بمستويات أقل من 2 مكروغرام/لتر.

بناءً على المعطيات التجريبية المتوافرة اعتبرت سمية الأكلور للجينات ملتبسة ولكن تبين أن أحد مستقبلاته مُطفر. وتشير المعطيات المتوافرة المستمدة من دراستين على الجرذان، بوضوح، إلى أن الأكلور مسرطن، بسبب أورام حميدة وخبيثة في المحارة الأنفية وأوراماً خبيثة في البعدة وأوراماً حميدة في الدرقية.

واستناداً لمعطيات السرطنة، تم حساب قيمة دلالية بتطبيق النموذج المحلول الخطي المتعدد المراحل على المعطيات الخاصة بحدوث الأورام الأنفية عند الجرذان وعلى هذا فالقيمة الدلالية في مياه الشرب المناسبة لمخاطر السرطان الزائدة على مدى العمر ومقدارها 10 . تبلغ 20 مكروغرام/لتر.

Aldicarb الأليكارب

الأليكارب مبيد هوام مجموعي يستخدم في مكافحة البودة المسودة الموجودة في التربة والحشرات والسوس الموجود على أنواع شتى من المحاصيل. وهو ذواب جداً في الماء، ومتحرك

3. الجوانب الكيميائية

بدرجه عالية داخل التربة، ويتدرّك بصورة رئيسية عن طريق التدرك البيولوجي والحلمية، ويستمر أسابيعاً أو شهوراً. وقد عثر عليه مراراً كملوث، في المياه الجوفية والديكارب من أشهر مبيدات الهوام المستخدمة الآن سمية على الرغم من أن التأثير السمي الوحيد الملاحظ على الدوام في حالة كل من الجرعات الطويلة الأمد والجرعة الوحيدة هو تثبيط استراز الأسيتيل كولين. كما يستقلب إلى سلفوكسيد وسلفون. ويشير رجحان البيئة إلى أن الديكارب غير سام للجينات أو مسرطن. وانتهت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان إلى أن الديكارب غير قابل للتصنيف فيما يتعلق بسرطنه (المجموعة 3).

ومن أجل اشتقاق دلائل لمياه الشرب، استخدمت دراسة مدتها 29 يوماً أجريت على الجرذان أعطي فيها مزيج 1:1 من سلفوكسيد الديكارب وسولفون الديكارب في مياه الشرب (النسبة التي يشيع وجودها في مياه الشرب). وكان مستوى الأثر الضار غير الملاحظ 0.4 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس تثبيط استراز الأسيتيل كولين. وجرى تطبيق عامل ارتباط قدره 100 (للتغير بين النوعين والتغير ضمن النوع الواحد) فنتج عن ذلك مدحوب يومي يمكن تحمله قدره 4 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. ولم تخصص حصة لفترة الدراسة القصيرة نظراً للحساسية الفائقة وسرعة الانعكاس في النقطة النهائية البيولوجية. وتبلغ القيمة الدلالية 10 ميكروغرام/لتر (عدد مدور) مع افتراض تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب.

الألدرين وثنائي الألدرين Aldrin and dieldrin

الألدرين وثنائي الألدرين مبيدا هوام مكلوران يستعملان ضد الحشرات التي تعيش في التربة ولحماية الخشب أما ثنائي الألدرين فيستعمل ضد الحشرات ذات الأهمية بالنسبة للصحة العامة ويرتبط المركبان بعلاقة وثيقة فيما يخص السموميات وطُورُ الفعل. ويتحول الألدرين بسرعة إلى ثنائي الألدرين في معظم الظروف البيئية وفي الجسم. وثنائي الألدرين من مركبات الكلور العضوي العالي الاستدامة ذو التحرك المنخفض داخل التربة ويمكن أن يتبذد في الجو. وأحياناً يُعثر عليه في المياه. والتعرض للألدرين وثنائي الألدرين عن طريق النظام الغذائي منخفض جداً وهو آخذ في التناقص. وفي مطلع السبعينات عمدت بعض البلدان إلى حظر استخدام كلا المركبين أو تقييد استخدامهما بقيود صارمة وخصوصاً في الزراعة.

وكلا المركبين سامان بدرجة عالية لحيوانات التجربة كما حدثت حالات من التسمم في الإنسان. وللألدرين وثنائي الألدرين أكثر من آلية في سميته. أما الأعضاء المستهدفة فهي الجهاز العصبي المركزي والكبد. وقد أظهرت الدراسات الطويلة الأمد أن ثنائي الألدرين قد تسبب في أورام في الجنسين لذريتين من الفئران. ولم يسبب زيادة في الأورام عند الجرذان ولا يبدو أنه سام للجينات.

وقد صنعت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان كلا من الألدرين وثنائي الألدرين في المجموعة 3. وقد رُوي أن جميع المعلومات المتوافرة حول الألدرين وثنائي الألدرين إذا أخذت معاً، بما في ذلك الدراسات على الإنسان، تعزز وجهة النظر القائلة لأغراض عملية أن هاتين السادتين الكيميائيتين لا تسهمان إلا إسهاماً بالغ الضآلة في وقوع سرطانات للإنسان. وقد لا تسهمان البتة وعليه، يمكن استخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله لحساب قيمة دلالية

دلالتل جودة مياه الشرب

وفي عام 1977 أوصت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مبيدات الهوام بمدخول يومي يمكن تحمله قدره 0.1 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم (إجمالي مشترك الألدرين وثنائي الألدرين) واستند هذا إلى مستويات للأثر الضائر غير الملاحظ قدرها 1 مغ/كغ من النظام الغذائي عند الكلاب و0.5 مغ/كغ من النظام الغذائي عند الجرذان. وهي معادلة لـ 0.025 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في كلا النوعين. وطبقته لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام عامل ارتباط قدره 250 على أساس المخاوف المتعلقة بالسرطنة التي لوحظت عند الجرذان.

وقد تم تأكيد هذا المدخول اليومي المقبول مرة ثانية. وعلى الرغم من تناقص مستويات الألدرين وثنائي الألدرين في الغذاء وبطل ثنائي الألدرين عالي الاستدامة يتراكم في أنسجة الجسم. وهناك أيضاً احتمال للتعرض من جو المنازل نتيجة استخدامها هذا المبيت لكافة النمل الأبيض وعليه تكون القيمة الدلالية على أساس تخصيص 1% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب مما يؤدي إلى قيمة قدرها 0.03 ميكروغرام/لتر.

الأترازين Atrazine

الأترازين مبيد للأعشاب اختياري يستخدم قبل وبعد إنتاش البذور. وقد عُثر عليه في المياه السطحية والجوفية نتيجة لحركته داخل التربة وهو ثابت نسبياً في التربة والبيئات المائية مع نصف عمر يمد بالأشهر ولكنه يتدرّك بواسطة التحلل الضوئي والتدرك الميكروبي داخل التربة.

ويشير رجحان البيئة من طائفة واسعة التنوع من المقاييس الخاصة بالسمية للجينات إلى أن الأترازين غير سام للجينات. وهناك بيئة على أن الأترازين يمكن أن يحرّض الأورام القلبية عند الجرذان.

ومن المحتمل كثيراً أن لا تكون آلية هذه العملية سامة للجينات. ولم تلاحظ أي زيادة هامة في تكوين الأورام عند الفئران وقد قررت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان أنه ليس هناك دليل كاف في الإنسان وأن هناك دليلاً محدوداً لدى حيوانات التجربة حول سرطنة الأترازين (المجموعة 2ب).

وعليه يمكن استخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله لحساب قيمة دلالية وبالاتناد إلى مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ قدره 0.5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة حول السرطنة في الجرذان وإلى عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير بين النوعين والتغير ضمن النوع الواحد و10 لتعكس تكون الأورام)، تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله قدره 0.5 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تصبح القيمة الدلالية 2 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

البنزازون Bentazone

البنزازون مبيد للأعشاب واسع الطيف يستخدم لأنواع شتى من المحاصيل. ويتدرّك بالضوء داخل التربة وفي المياه ولكنه متحرك للغاية في التربة وذو استدامة معتدلة في البيئة وقد عُثر عليه في المياه الجوفية ويتميز بألفة عالية لحجرة المياه.

3 - الجوانب الكيميائية

تم نشر الدراسات الطويلة الأمد على الجرذان والفئران إلى احتمال سرطانية كما أشار مقاييسات شتى في المختبر وفي الأحياء إلى أن البنتازون غير سام للجينات. وفي عام 1991 قيمت في الاجتماع المشترك حول مبيدات الهوام بين منظمتي الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية البنتازون وأثبتت مدخولاً يومياً يمكن تحمله قدره 0.1 مغ/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتباط قدره 100 على مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ يبلغ 10 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. على أساس التأثيرات الدموية في حالة الجرعات العالية، مشتقاً من دراسة غذائية لمدة سنتين على الجرذان تدعمها مستويات للأثر الضائر غير الملاحظ في الفئران والكلاب. ولإدخال أوجه الارتباط المتعلقة بالتعرض من خلال النظام الغذائي في الحسبان، خصصت نسبة 1% من المدخول اليومي المقبول لمياه الشرب، فأدى ذلك إلى قيمة دلالية قدرها 30 ميكروغرام/لتر.

الكاربوفوران Carbofuran

الكاربوفوران مبيد مجموعي للحلم ومبيد للحشرات ومبيد للمسودات. يمكن أن يتعرض الفرد للتدرك الضوئي أو التدرك الكيميائي والمكروبي. وهو متحرك ومستديم بما يكفي لارتشاح من التربة وقد عثر عليه في المياه الجوفية بمستويات نموذجية تبلغ 1 - 5 ميكروغرام/لتر. وبالاستناد إلى دراسة لمدة عام أجريت على الكلاب، تم اشتقاق مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ فكان قدره 0.5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وبلغ مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ الخاص بالتأثيرات المجموعية في المسود من خلال دراسة مسحية على الفئران. 0.1 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وبالاستناد إلى الدراسات المتوافرة لم يظهر أن الكاربوفوران مسرطن أو سام للجينات

والتظاهرات السريرية للتسمم بالكاربوفوران تشبه تلك الناتجة عن التسمم بالفوسفور العضوي وتدل المعطيات المتوافرة حول الإنسان على أنه في الوقت الذي لوحظت فيه العلامات السريرية لتثبيط استراز الأسيتيل كولين بعد جرعة وحيدة تبلغ 0.10 مغ/كغ من وزن الجسم كانت تغيب في حالة وجود نسبة 0.05 مغ/كغ من وزن الجسم. وعليه يمكن اعتبار هذا المستوى الأخير بمثابة مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ عند الإنسان.

وقد تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله قدره 1.67 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتباط قدره 30 (10 للتغير بين النوعين والتغير ضمن النوع الواحد و3 لأنحنى الاستجابة للجرعة الشديد الانحدار) على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ، البالغ قدره 0.05 مغ/كغ من وزن الجسم في الإنسان. وقد عززت هذا المدخول اليومي الممكن تحمله المشاهدات في حيوانات التجربة مع إعطائها هامش سلامة مناسباً لمستويات الأثر الضائر غير الملاحظ في الجرذان والكلاب. ويؤدي تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب إلى قيمة قدرها 5 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

الكلوردين Chlordane

الكلوردين مبيد للحشرات واسع الطيف استخدم منذ عام 1947. وقد تم تقييد استخدامه مؤخراً في كثير من البلدان حيث يستخدم في المقام الأول لمكافحة النمل الأبيض بحقن التربة تحت سطح الأرض

دلائل حودة مياه الشرب

والكلوردين مزيج من المتصاوغات الفراغية بأشكالها المتفرقة والمفرقة. وهو شديد المقاومة للتدرك ومتوقف جدا في التربة وضعيف الانتقال جدا إلى المياه الجوفية حيث لا يُعثر عليه إلا نادرا. ويتبدد في الجو بسرعة وسهولة

وقد تبين من خلال حيوانات التجارب، أن التعرض الطويل عن طريق النضاء الغذائي ينحى الضرر بالكبد. كما أنه يحدث الأورام الكبدية في الفئران، إلا أن رجحان البيئة يشير إلى أنه غير سام للجينات ويمكن للكلوردين أن يتداخل مع تواصل الخلية داخل المختبر. وهذا من خصائص العديد من المواد المفاقة للأورام.

وقامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان بإعادة تقييم الكلوردين في عام 1991 وانتهت إلى عدم وجود دليل كاف على سرطنته في الإنسان ودليل كاف على سرطنته في الحيوانات وصنفته في المجموعة 2ب.

وقامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام بإعادة تقييم الكلوردين في عام 1986 وأثبتت مدخولا يوميا مقبولا قدره 0.5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 100 على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ البالغ 0.05 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم مشتق من دراسة غذائية طويلة الأمد على الجرذان.

وعلى الرغم من انخفاض مستويات الكلوردين في الطعام، فهو يظل عالى الاستدامة كما ينطوي على كامن عال للتراكم الحيوي. وبتخصيص حصة قدرها 1% من المدخول اليومي المفيول المحدد من قبل لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام لمياه الشرب نحصل على قيمة دلالية قدرها 0.2 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

الكلوروتولورون Chlorotoluron

الكلوروتولورون مبيد للأعشاب قبل أو بعد الانتاش ويتحرك حيويا ببطء ويتحرك داخل التربة وقد تم الكشف عنه في مياه الشرب بتركيزات أقل من 1 مكروغرام/لتر ولا يوجد هناك سوى تعرض محدود جدا من خلال الطعام لهذا المركب.

والكلوروتولورون ذو سمية منخفضة في حالة التعرض الحاد انطويل الأمد والقصور الأمد عند الحيوانات، ولكن لوحظ أنه يسبب زيادة في الأورام الغدية وسرطانات الكلى عند ذكور الفئران التي تلقت جرعات عالية منه على مدى سنتين ولم يظهر الكلوروتولورون أو مستقلاباته بيئة على سميته للجينات.

وبناء على ذلك، تم حساب قيمة دلالية للكلوروتولورون باستخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله. وطبق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير بين النوعين والتغير ضمن النوع الواحد و10 لدليل السرطنة) على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ قدره 11.3 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم خلال دراسة غذائية لمدة سنتين على الفئران فأدى ذلك إلى مدخول يومي يمكن تحمله قدره 11.3 مكروغرام/كغ من وزن الجسم ويؤدي تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب إلى قيمة دلالية قدرها 30 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

3 - الجوانب الكيميائية

الدرت DDT

تسمح تركيبة الد.د.ت بالعديد من الأشكال التصاوغية المختلفة، وتتألف المنتجات التجارية في الغالب من باري الد.د.ت. وعلى الرغم من فرض فيسود على استعمال الد.د.ت في بعض البلدان أو حظره مازال يستعمل على نطاق واسع في أماكن أخرى في مجال الزراعة ومكافحة نواقل الجراثيم وهو مبيد حشرات مستديم وثابت في معظم الظروف البيئية، ويتميز الد.د.ت وبعض مستقيباته بمقاومة للانحلال الكامل بواسطة الميكروبات الموجودة في التربة. ويمكن امتصاص الد.د.ت ومستقيباته بجرعات صغيرة اقتصاداً كاملاً تقريباً عند ابتلاعه أو استنشاقه من قبل الإنسان حيث تخزن في الأنسجة الشحمية والحليب. وانتبهت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان إلى أنه ليس هناك بيئة كافية حول الإنسان، في حين يتوافر بيئة كافية في حيوانات التجارب بخصوص سرطان الد.د.ت (المجموعة 2ب) وذلك على أساس الأورام الكبدية المشاهدة في الجرذان والفئران. فضلاً عن ذلك قررت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان أن الفئران حساسة بوجه خاص للد.د.ت نظراً لخصائصها الجينية والاستقلابية. وفي معظم الدراسات لم تحرض الد.د.ت تأثيرات سامة للجينات في أجهزة الخلايا في الإنسان أو القوارض ولم تكن مطفرة في الفطريات أو الجراثيم. وأدى الد.د.ت إلى علة في التوالد في العديد من الأنواع.

وقد تم اشتقاق قيمة دلالية من مدخول يومي مقبول قدره 0.02 مغ/كغ من وزن الجسم موصى به من قبل لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام في عام 1984، بالاستناد إلى مستوى الأثر الضار غير الملحوظ قدره 6.24 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم عند الجرذان و10 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم عند القروء و0.25 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم عند الإنسان. أما بالنسبة للبالغين، فيوفر هذا المدخول اليومي المقبول هامش سلامة مقداره 500 ضعف لمستوى الأثر الضار غير الملحوظ البالغ 10 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم وهو المستوى الذي وجد في دراسة في القروء.

ونظراً لإمكانية تعرض الرضع وكذلك الأطفال لمقادير أكبر من المواد الكيميائية بالقياس إلى وزن أجسامهم، ونظراً للمخاوف المتعلقة بالتراكم الحيوي للد.د.ت، تم حساب القيمة الدلالية على أساس طفل وزنه 10 كغ يتناول لتراً واحداً من الماء باليوم. وبالإضافة إلى ذلك، ونظراً لوجود طرق للتعرض إلى الد.د.ت غير الماء، فقد تم اختيار حصة مقدارها 1% من المدخول اليومي المقبول لمياه الشرب. وهذا يؤدي إلى قيمة دلالية للد.د.ت ومستقيباته في مياه الشرب قدرها 2 ميكروغرام/لتر.

وتتجاوز هذه القيمة الدلالية ذوبانية الد.د.ت في الماء البالغة 1 ميكروغرام/لتر. ويمكن أن يتم امتصاص جزء من الد.د.ت فوق القدر الضئيل من المواد الجسيماتية الموجودة في مياه الشرب وبالتالي يمكن الوصول إلى القيمة الدلالية البالغة 2 ميكروغرام/لتر في ظروف معينة.

يجب التأكيد على أن القيمة الدلالية الموصى بها لمادة الد.د.ت في مياه الشرب إنما تم تحديدها عند مستوى يؤمن الحماية لصحة الإنسان كما هو الحال بالنسبة لجميع مبيدات الهوام، وقد لا تكون مناسبة لحماية البيئة أو الحياة المائية على أن فوائد استخدام الد.د.ت في الملايا وغيرها من برامج مكافحة النواقل ترجح كنفها كثيراً على أي مخاطر صحية ناتجة عن وجود الد.د.ت في مياه الشرب.

دلائل جودة مياه الشرب

2.1 ثنائي برومو - 3 كلورو بروبان 1.2-Dibromo-3-chloropropane

يعتبر 2.1 ثنائي برومو - 3 كلورو بروبان (DBCP) مستدخنة للتربة تتميز بظوائفيتها العالية في المياه. وله عتبة رائحة وطعم في المياه تبلغ 10 ميكروغرام/لتر. وثمة مسح محدود عشر على هذه المادة على مستويات تصل إلى بضع ميكروغرامات في لتر في مياه الشرب كما تم الكشف عنها أيضاً في الخضار المزروعة في التربة المعالجة كما تم الكشف عن مستويات منخفضة منها في الهواء.

وعلى أساس معطيات حيوانية مستمدة من ذراري مختلفة من الجرذان والفئران، تقرّر أن هذه المادة مسرطنة لكلا الجنسين بالطريق الفموي وبلاستشاق وعن طريق الجلد كما تقرّر أنه سام توالدي في الإنسان وفي العديد من أنواع الحيوانات المخبرية. كما تبين أنه سام للجينات من خلال أغلب المقاييس في المختبر والأحياء. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان الـ DBCP في المجموعة 2ب بالاستناد إلى بيئة كافية على سرطنته للحيوانات. وتشير البيئة الوبائية الحديثة إلى زيادة في وفيات السرطان في الأفراد المعرضين لمستويات عالية من الـ DBCP.

وتم تطبيق النموذج المحوّل إلى الخطي، والمتعدد المراحل على المعطيات حول وقوع الأورام العدية والكلى والكبدية عند ذكور الجرذان من خلال دراسة غذائية لمدة 104 أسابيع. وبلغ التركيز في مياه الشرب المتعلق بزيادة خطر السرطان على مدى العمر 10⁻⁵ ميكروغرام/لتر ويفترض أن تكون القيمة الدلالية البالغة 1 ميكروغرام/لتر واقية من السمية التوالدية الناشئة عن هذه المادة. أما بالنسبة لإمدادات المياه الملوثة، فيتطلب الأمر معالجة شاملة (وهذا يعني تجريد الهواء الذي يتبعه الامتصاص بواسطة الكربون المنشط الحبيبي) لخفض مستوى الـ DBCP إلى مستوى القيمة الدلالية.

2.4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) 4.2 ديكلورو فينوكسي أسيد (2,4-D)

يستخدم (2,4-D) كمبيد كلوروفينوكسي للأعشاب ويستخدم كثيراً في مكافحة الأعشاب الضارة العريضة الأوراق. ويتراوح نصف العمر بالنسبة للتدرك الحيوي في التربة بين عدة أيام و5 أسابيع، بينما يتراوح نصف العمر في المياه بين أسبوع وعدة أسابيع. وتشير معطيات الرصد المحدودة إلى أن مستوياته في مياه الشرب لا تتجاوز عادة بضعة ميكروغرامات في المتر الواحد. وهو نادر الوجود في الغذاء.

وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان مبيدات أعشاب الكوروفينوكسي في المجموعة 2ب. وعلى الرغم من أن دراسة واحدة في الإنسان كان فيها اتجاه هام من الوجبة الخافضة من حيث فرط الخطر من ورم لمفي غير مرتبط ببدء هودجكن مع زيادة مدة التعرض لمبيدات أعشاب الكلوروفينوكسي. فليس من الممكن تقييم احتمال السرطنة من جراء (2,4-D) في ذاته على أساس المعطيات الوبائية المتوافرة. وقد أبلغ عن زيادة مرتبطة بالجرعة في وقوع الورم النجمي الدماغية في دراسة على السرطنة في الجرذان وعلى أية حال، فقد اعتبرت هذه الدراسة ذات قيمة محدودة بالنسبة لتقييم السرطنة، أن الـ (2,4-D) غير سام للجينات في العدد المحدود من الدراسات التي أجريت.

ولما كانت المعطيات الخاصة بسرطنة هذه المادة غير وافية وكان من غير الثابت أن الـ (2,4-D) سام للجينات، فقد تم اشتقاق قيمة دلالية باستخدام أسلوب الدخول اليومي

3 - الجوانب الكيميائية

الممكن تحمله من أجل نقاط نهائية سمية أخرى. ورؤي أن مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ الخاص بالتأثيرات على الكليتين في دراسة لمدة سنتين في الجرذان والفئران يبلغ 1 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وتم تطبيق عامل ارتباط قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين النوعين) على هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ مما أدى إلى مدخول يومي يمكن تحمله قدره 10 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم ورؤي أن استخدام عامل ارتباط إضافي من أجل السرطنة غير ضروري مادام هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ يعبر هامش سلامة كافياً فيما يتعلق بأدنى جرعة كانت مرتبطة بزيادة الأورام الدماغية عند الجرذان وتبلغ القيمة الدلالية على أساس تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب 30 ميكروغرام/لتر.

2.1 ثنائي الكلوروبروبان 1,2-Dichloropropane

ويعرف أيضاً باسم ديكلوريد البروبيلين. ويستخدم في المقام الأول كوسيط كيميائي وكانساً للمصانع من أجل السوائل المانعة للخبث، وفي التنظيف الجاف ومذيباً مزيلاً للشحوم المعادن ومستخدماً وبالنظر إلى ذوبانيته يمكن أن يلوث المياه على الرغم من الضغط العالي لبحاره. ولا تتوافر سوى قاعدة معطيات محدودة نسبياً حول سمية 2.1 ثنائي الكلوروبروبان. ولكن تبين أنه مضر من خلال بعض المقاييس القصيرة الأمد في المختبر.

وعندما أعطي عن طريق الفم أحدث زيادة كبيرة من الناحية الإحصائية في وقيع أورام غدية كبدية خلوية وسرطانات في كلا جنسي الفئران وكانت هناك بيئة هامشية على سرطنته في إنسان الجرذان. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان 2.1 ثنائي الكلوروبروبان في المجموعة 3.

وقد تم اشتقاق قيمة دلالية باستخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله. وتم استقراء مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته وقدره 100 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس أنواع شتى من التأثيرات المجموعة في دراسات فموية دامت 13 أسبوعاً أجريت على الجرذان (إعطاء الجرعة 5 أيام في الأسبوع). وتم حساب المدخول اليومي الذي يمكن تحمله قبله 7.14 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتباط قدره 10.000 (100) للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين النوعين و10 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ و10 لتعكس البيئة المحدودة على السرطنة في الحيوان وقواعد معطيات السمية المحدودة وخصوصاً من أجل الدراسات الخاصة بالتوالد). ويتخصص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب - تصبح القيمة الدلالية المؤقتة هي 20 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

3.1 ثنائي الكلوروبروبان 1,3-Dichloropropane

لهذه المادة استعمالات صناعية متعددة ويمكن العثور عليها كمלוثة لمستدخانات التربة المحتوية على 3.1 ثنائي الكلوروبروبان. وهي نادرة الوجود في المياه. ولها سمية منخفضة الحدة. وهناك ما يشير إلى أنها قد تكون سامة للجينات في الأجهزة الجراثيمية. وكان من المتعذر تحديد موقع في المراجع لمعطيات طويلة الأمد أو قصيرة الأمد أو توالدية تنشؤية سمية

دلائل جودة مياه الشرب

وثيقة الصلة بالتعرض عن طريق مياه الشرب في النشرات. واعتبرت المعطيات المتوافرة غير كافية لاتخاذ توصية بقيمة دلالية

3.1 ثنائي الكلوروبروبين 1,3-Dichloropropene

هو مستخدم للتربة. ويتألف الناتج التجاري منه من مزيج من المصاوغات المقرونة والمفروقة ويستخدم لمكافحة مجموعة كبيرة متنوعة من هوام التربة وخصوصا الدودة المسودة في التربة الرملية

وعلى الرغم من ضغط بخاره المرتفع فهو ذائب في الماء عند مستوى غرام باللتر ويمكن أن يعتبر ملوثاً محتملاً للمياه.

تبين أن الـ 3.1 ثنائي الكلوروبروبين مطفر ذو مفعول مباشر يؤدي إلى أورام المعدة الأمامية بعد التعرض لتزقيم فموي طويل الأمد في الجرذان والفئران. كما عثر على الأورام في المثانة والبرتين في إناث الفئران وأورام الكبد عند ذكور الجرذان. وانتهت الدراسات الطويلة الأمد على الاستئشاق عند الجرذان إلى نتيجة سلبية، بينما أفادت التقارير عن دراسات استئشاق على الفئران وجود بعض الأورام الحميدة في الرئة. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان 3.1 ثنائي الكلوروبروبين في المجموعة 2ب.

بالاستناد إلى ملاحظة أورام الرئة والمثانة في إناث الفئران من خلال دراسة تزقيم لمدة سنتين واستعمال النموذج المحول إلى الصيغة الخطية والمتعدد المراحل، قدرت قيمة دلالية مناسبة لفرط خطر السرطان على مدى العمر البالغ 10 قدرها 20 ميكروغرام/لتر.

ثنائي بروميد الإيثيلين Ethylene dibromide (EDB)

يعرف ثنائي بروميد الإيثيلين بـ 2.1 ثنائي البروميثان ويستخدم كمخاف نشيط في البنزين المحتوي على الرصاص، ومستخدماً مبيداً للحشرات ومادة كيميائية صناعية.

وهو يتدرك بالضوء مع فترة استدامة قصيرة في الهواء، ولكن يمكن أن يستديم أكثر من ذلك في الحجرات البيئية الأخرى. وهو طيار. إلا أن ذوبانيته ومقاومته للتدرك تجعلان من هذه المادة الكيميائية ملوثاً محتملاً للمياه الجوفية.

ويعتبر عاملاً مؤكلاً ثنائي الوظيفة يحرض أنواعاً شتى من التأثيرات بما في ذلك التأثيرات التوالدية الذكرية. وقامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان بإعادة تقييم المعطيات حول ثنائي بروميد الإيثيلين في عام 1987 وقررت أن بيئة السرطنة عند الإنسان غير كافية إلا أن المعطيات الخاصة بالحيوان كانت كافية لإثبات السرطنة ووضع ثنائي بروميد الإيثيلين في المجموعة 2أ. كما تبين أنه سام للجينات في كل من مقاييس الاختبر والأحياء. وعلى الرغم من أنه يظهر مسرطناً ساماً للجينات فإن الدراسات المتوافرة حتى الآن تعد غير كافية لعمل استقراء رياضي للمخاطر. وعليه لم يجر اشتقاق قيمة دلالية لثنائي بروميد الإيثيلين ويجب إعادة تقييم ثنائي بروميد الإيثيلين بمجرد توافر معطيات جديدة.

سباعي الكلور وإيبوكسيد سباعي الكلور Heptachlor and Heptachlor epoxide

سباعي الكلور مبيد حشري واسع الطيف، حظر استعماله أو فرضت عليه قيود في كثير من البلدان. ويظل استخدامه الرئيسي في الوقت الحالي لمكافحة النمل الأبيض عن طريق الحقن تحت السطح داخل التربة.

3- الجوانب الكيميائية

ويتميز سباعي الكلور باستدامته البالغة داخل التربة، حيث يتحول بصورة رئيسية إلى إيبوكسدة كما أن إيبوكسيد سباعي الكلور مقاوم عنيد للمزيد من التدرك. ويرتبط سباعي الكلور وإيبوكسيد سباعي الكلور بجميعات التربة. ويهاجر ببطء شديد وقد عُثر على كل منهما في مياه الشرب بمستويات نانوغرامات في اللتر الواحد. ويمثل النظام الغذائي المصدر الرئيسي للتعرض لسباعي الكلور، على الرغم من أن مدخوله أخذ في التناقص. وقد ارتبط التعرض الطويل لسباعي الكلور بالأضرار الكبدية وسمية الجهاز العصبي المركزي.

وقامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان بمراجعة المعطيات حول سباعي الكلور وانتقلت إلى أن الهيئة على السرطنة كانت كافية في الحيوانات وغير كافية في الإنسان. وصنفته في المجموعة 2ب.

تم أعادت تقييم سباعي الكلور في مناسبات عديدة وفي عام 1991 أقرت مدخولاً يومياً مقبولا قدره 0.1 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم على أساس مستوى للأثر الضار غير الملاحظ يبلغ 0.025 كغ من وزن الجسم في اليوم من خلال دراستين على الكلاب تتضمن عامل ارتباط قدره 200 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و2 لعدم كفاية قاعدة المعطيات. ويتخصص حصاة قدرها 0.1% للمدخل اليومي المقبول من مياه الشرب، نظراً لكون الغذاء هو المصدر الرئيسي للتعرض. تصبح القيمة الدلالية 0.03 ميكروغرام/لتر

سداسي الكلوروبنزين Hexachlorobenzene

استخدم سداسي الكلوروبنزين (HCB) مبيداً فطرياً انتقائياً، إلا أن استعماله في الوقت الحاضر غير شائع. وهو منتج ثانوي لعدة عمليات كيميائية ويمثل شائبة في بعض مبيدات البومام ويتم امتزازه بسرعة عن طريق التربة والثفالات وله نصف عمر يقاس بالسنوات وهو ملوث واسع الانتشار ويتبدد بسرعة وسهولة في الجو. كما أنه مقاوم للتدرك وينطوي على كامن عال للتراكم وهو يتراكم في أنسجة الكائنات الحية المائية والترايبية.

ويعتبر الغذاء المصدر الرئيسي للتلوث بسداسي الكلوروبنزين كما يمكن للتلوث الجوي أن يسهم أيضاً بمدخوله في الإنسان. ولم يُعثر على سداسي الكلوروبنزين في مياه الشرب.

وفي عام 1987، قامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان بمراجعة المعطيات حول سرطنة سداسي الكلوروبنزين وصنفته في المجموعة 2ب وبما أنه ثبت تحريظه للأورام في ثلاثة أنواع من الحيوانات وفي مجموعة متنوعة من المواقع، فقد تم استخدام نموذج استقراء القيمة المحول إلى الصيغة الخطية للجرعة المنخفضة لحساب القيمة الدلالية. واستناداً إلى الأورام الكبدية الملحظة عند إناث الجرذان في دراسة غذائية لمدة سنتين وتطبيق النموذج المحول إلى الصيغة الخطية والمتعدد المراحل، فقد تم حساب قيمة دلالية لمياه الشرب قدرها 1 ميكروغرام/لتر مناسبة لفرط خطر التعرض للسرطان على مدى العمر البالغ 10.

Isoproturon

الإيزوبروتورون

الإيزوبروتورون مبيد انتقائي عام للأعشاب يستخدم في مكافحة الأعشاب السنوية والأعشاب الضارة المريضة الأوراق في الحبوب. ويمكن أن يتدرك بالضوء وينحل بالماء كما يتدرك حيويًا ويدوم من أيام إلى أسابيع. وهو متحرك في التربة وقد كشف عن وجوده في المياه السطحية والجوفية. وهناك بيئة على انخفاض التعرض لهذا المركب عن طريق الغذاء.

دلائل جودة مياه الشرب

والإيزوبروتورون ذو درجة سمية منخفضة الجدة وتتراوح هذه الدرجة المنخفضة والمعتدلة عند التعرض الطويل الأمد أو القصير الأمد. وهو لا يتميز بنشاط سام للجينات إلا أنه يسبب تحريضاً إنزيمياً متميزاً وتضخماً كبدياً. وتسبب الإيزوبروتورون في زيادة الأورام في الخلايا الكبدية عند ذكور وإناث الجرذان ولكن هذا لم يكن جلياً إلا في حالات الجرعات التي تسببت أيضاً في تسمم الكبد. ويبدو أنه أقرب إلى أن يكون معرضاً للأورام منه إلى أن يكون مسرطناً كاملاً.

واعتماداً على هذا التقييم، سيكون من المناسب اشتقاق قيمة دلالية لحساب مدخول يومي يمكن تحمله باستخدام عامل ارتياب. وقد بلغت مستويات الأثر الضائر غير الملاحظ من خلال دراسة لمدة 90 يوماً أجريت على الكلاب ودراسة تغذية لمدة سنتين على الجرذان، حوالي 3 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم ويمكن حساب مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل شك قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لوجود دليل سرطنة غير سامة للجنين عند الجرذان). تم حساب قيمة دلالية قدرها 9 مكروغرام/لتر بتخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن احتمالاً لمياه الشرب.

لندان Lindane

اللندان (γ -hexachlorocyclohexane, γ -HCH) مبيد حشري يستخدم منذ فترة طويلة جداً. وفضلاً عن استخداماته الزراعية في النباتات والحيوانات فهو يستخدم أيضاً للصحة العامة وحفاظاً للخشب.

واللندان مركب مستديم قليل الألفة نسبياً للمياه وهو قليل الحركة في التربة، وبطيء التطاير في الغلاف الجوي. وهو ملوث بيئي واسع الانتشار، وقد تم الكشف عنه في المياه. أما التعرض البشري فيحدث بصورة رئيسية عن طريق الطعام إلا أن هذا أخذ في التناقص. ويسبب اللندان الأورام الكبدية في الفئران التي تعطي جرعات عالية، ولكن هناك بيعة على أن هذا هو نتيجة تعزيز من قبل ورم ما. وفي عام 1987، صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان اللندان في المجموعة 2ب. وفضلاً عن ذلك، وفي عام 1989، وبعد مراجعة جميع الاختبارات المتوافرة الضوئية الأمد والقصيرة الأمد في المختبر وفي الأحياء، انتهت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان إلى أنه ليس هناك دليل على سميته للجينات وأثبتت مدخولاً يومياً مقبولاً قدره 8 مكروغرام/كغ من وزن الجسم على أساس سمية كبدية وكلوية لوحظت في دراسة قصيرة على الجرذان.

وبالاستناد إلى نفس الدراسة، ولكن باستخدام تقدير لدخول من هذا المركب رؤي أنه أكثر ملاءمة على ضوء المعطيات الإضافية، تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم من مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ يبلغ 0.5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم بتطبيق عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين). ورؤي أنه ليس من الضروري إدخال عامل ارتياب إضافي لإدخال كامن تعزيز الأورام في الحسبان. نظراً إلى أن قاعدة المعطيات الكبيرة والتقديرات الدولية المتعددة لهذا المركب التي تعزز المدخول اليومي الممكن تحمله.

3 - الجوانب الكيميائية

وعسى الرغم من تناقص التعرض عن طريق الغذاء، يمكن أن يكون هناك تعرض أساسي من جراء استخدامه في الصحة العامة واستخدامه حافطاً للخشب وعليه تم تخصيص 1% فقط من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. وبذلك تبلغ القيمة الدلالية 2 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

إم.سي.بي.آ MCPA

هذا المركب مبيد عشبي كلورفينوكسي يستخدم بعد الإنتاش، ذواب جداً، ومتحرك بدرجة عالية ويمكن أن ينتفذ من التربة. ويتم استقلابه بواسطة الجراثيم كما يمكن أن يتسرب بالعوامل الكيميائية الضوئية ولهذا المركب استدامة محدودة ولم يكشف عنه مراراً في مياه الشرب

ولا تتوافر إلا معطيات محدودة وغير حاسمة حول سمية هذا المركب للجينات. وفي عام 1983 قيدت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان وانتهت إلى أن المعطيات المتوافرة حول الإنسان والحيوان غير كافية لإجراء تقييم للسرطنة. كما انتهت أيضاً من خلال التقييمات الأخرى التي قامت بها في عام 1986 و1987 حول مبيدات الأعشاب الكلوروفينوكسية إلى أن البيئة على سرطنتها كانت محدودة في الإنسان وغير كافية في الحيوان (المجموعة 2ب) ولم تشر دراسات السرطنة الأخيرة على الجرذان والفئران إلى أن هذا المركب مسرطن ولا تتوفر معطيات وبائية كافية حول التعرض له وحده.

وهناك دراسات سمية طويلة الأمد على الجرذان والفئران وكذلك دراسة تغذية لمدة عام على الكلاب. وبلغ مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ 0.15 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في الدراسة الجارية على الكلاب بالاستناد إلى دراسة سمية كلوية وكبدية شوهدت في حالة الجرعات الأعلى. وتم إثبات مدخول يومي يمكن تحمله قدره 0.5 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بالاستناد إلى مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ المأخوذ من دراسة لسنة واحدة وإلى عامل ارتباط قدره 300 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين) ولعدم كفاية قاعدة المعطيات) ويتخصص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تنتج قيمة دلالية قدرها 2 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

الميثوكسي كلور Methoxychlor

الميثوكسي كلور مبيد حشري يستخدم للخضروات والفواكه والأشجار والأعلاف وحيوانات المزارع. سن الذوبان في المياه وغير متحرك في معظم أنواع التربة الزراعية وفي حالة استخدام الميثوكسي كلور بالشروط الطبيعية للاستعمال لا يبدو أنه باعث للقلق بصدد البيئة. وعلى أية حال، يتم الكشف عنه أحياناً في مياه الشرب. ومن المتوقع أن يكون المدخول اليومي منه عن طريق الغذاء والهواء دون 1 ميكروغرام للفرد.

وتتشكل المستقلبات البيئية تفضيلاً في ظروف لا هوائية أكثر منها هوائية وتشمل بصورة رئيسية النواتج المنزوعة الكلور والمنزوعة الميتيل وهناك احتمال تراكم المركب الأصلي ومستقلباته في ثغالة المياه السطحية

أما احتمال سميته للجينات فيبدو أنه احتمال يمكن إهماله. وفي عام 1979 صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان الميثوكسي كلور في المجموعة 3. وتشير المعطيات اللاحقة إلى كامن سرطنة الميثوكسي كلور للكبد والخصيتين في الفئران. ويمكن أن يكون هذا ناجماً عن

دلائل جودة مياه الشرب

النشاط الهرموني للمستقلبات النديية الخاصة بظليعة الاستروجين في الميثوكسي كلور وعليه يمكن أن يكون لها عتبة. وكانت الدراسة. على أية حال، غير كافية نظرا لاستخدام جرعة واحدة فحسب بالإضافة إلى احتمال كون الجرعة أعلى من الحد الأقصى الممكن تحملها كما أن قاعدة المعطيات الخاصة بالدراسات الطويلة الأمد والقصيرة الأمد ودراسات السمية التوالدية غير وافية. وأبلغت دراسة في المسخيات أجريت على الأرانب عن مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ مقداره ٤ مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم وهو مستوى أدنى من مستويات الأثر الضائر غير الملاحظ ومستويات الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته، المأخوذة من دراسات أخرى. ولذلك تم اختيار هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ لاستخدامه في اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله

ويؤدي استخدام عامل ارتباط قدره 1000 (100 للاختلافات ضمن النوع الواحد والاختلافات بين نوعين و10 من أجل المخاوف المتعلقة بسرطنة العتقة ومحدودية قاعدة المعطيات) إلى مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ ٤ ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تنتج قيمة دلالية قدرها 20 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

الميتولاكلور Metolachlor

الميتولاكلور مبيد عشبي انتقائي سابق لظهور العشب يستخدم مع عدد من المحاصيل ويمكن أن يتبدد من التربة عن طريق التدرُّك الحيوي والتدرُّك الضوئي والتطاير. وهو متحرك بدرجة معتدلة ويمكن، في ظروف معينة أن يلوث المياه الجوفية، ولكنه يوجد في المياه السطحية على الأغلب

ولا توجد بيئة من الدراسات المتوافرة على أنه مسرطن للفئران ولكن لوحظت عند الجرذان، زيادة في الأورام الكبدية في الإناث بالإضافة إلى بعض الأورام الأنفية عند الذكور. والميتولاكلور غير سام للجينات.

وقد توافرت معطيات حول السمية من دراسات طويلة الأمد أجريت على القوارض ومن خلال دراسة لمدة سنة واحدة على الكلاب. إذ لوحظ نقص واضح في وزن الكلى عند أعلى مستويين للجرعات في دراسة لمدة عام على الكلاب. وهذا يؤدي إلى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 3.5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. ويتطبيق عامل ارتباط قدره 1000 على هذا المستوى للأثر الضائر (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 بسبب وجود بعض المخاوف المتعلقة بالسرطنة) أمكن اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمُّله قدره 3.5 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. وبتخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تنتج قيمة دلالية قدرها 10 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

المولينيت Molinate

المولينيت مبيد للأعشاب يستخدم في مكافحة الأعشاب الضارة العريضة الأوراق في حقول الأرز وتشير المعطيات المتوافرة أن تلوث المياه الجوفية بالمولينيت مقصور على بعض الأقاليم التي يزرع فيها الأرز. ولكنها تشير إلى أن التركيزات الموجودة في المياه نادراً ما تتجاوز 1 ميكروغرام/لتر. وللمولينيت استدامة منخفضة في المياه والتربة، إذ يبلغ عمره حوالي ٥ أيام.

3 - الجوانب الكيميائية

وتفيد المعلومات المحدودة المتوافرة أن المولينيث لا يبدو أنه مسرطن أو مضر عند الحيوانات وتشير البيانات إلى أن وجود الغلة في الإنجاز الإنجابي عند ذكور الجرذان يمثل أكثر مؤشرات التعرض للمولينيث حساسية. وعلى أية حال فالمعطيات الوبائية المبنية على فحص العاملين في إنتاج المولينيث لم تشير إلى أي تأثير على الخصوبة عند الإنسان. ويبلغ مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ الخاص بالسمية الإنجابية عند الجرذان 0.2 مغ/كغ من وزن الجسم باليوم، وقد اختيرت هذه القيمة أساساً لحساب مدخول يومي يمكن تحمله من المولينيث. وباستخدام عامل ارتباط قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين) تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 2 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. ويؤدي تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب إلى قيمة دلالية قدرها 6 ميكروغرام/لتر.

البنديميثالين Pendimethalin

البنديميثالين مبيد للأعشاب يستخدم قبل ظهور الأعشاب وهو غير متحرك ومستديم في التربة. ويتبدد عن طريق التدرُّك الضوئي والتدرُّك الحيوي والتضايير. ويبدو كامن نفاذه ضئيلاً جداً ولا يعرف إلا القليل عن نواتج تدرُّكه الأكثر قطبية. ولم يُعثر عليه إلا فيما ندر في مياه الشرب في الدراسات المحدودة المتوفرة.

بالاستناد إلى المعطيات المتوفرة، لا يبدو أن للبنديميثالين نشاطاً مطفئاً معتداً. ولم تقدم الدراسات الطويلة الأمد على الفئران والجرذان بيئاً على السرطنة، ولكن هذه الدراسات تنطوي على أشكال من القصور والمحدودية.

ومن خلال دراسة تغذية طويلة الأمد على الجرذان، لوحظ وجود تسمم كبدي طفيف حتى في حالة أدنى جرعة تم اختبارها، ولم يجر إثبات مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ لهذه النتيجة. أما مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته، فبلغ 5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وبتطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين) 10 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ ولأوجه المحدودية في المعطيات)، تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله فبلغ قدره 5 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تنتج قيمة دلالية قدرها 20 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

البنتاكلوروفينول Pentachlorophenol

يستخدم البنتاكلوروفينول (PCP) بصورة رئيسية حافطاً للأخشاب. ويمكن الكشف عن تركيزات مرتفعة منه في المياه الجوفية والمياه السطحية ضمن مناطق معالجة الأخشاب. ويتعرض عامة السكان للبنتاكلوروفينول عن طريق ابتلاع مياه الشرب والمواد الغذائية، وكذلك عن طريق التعرض للمواد المعالجة (مثل المنسوجات والجلود والمنتجات الورقية)، وقبل كل شيء، عن طريق استنشاق الهواء الملوث بهذا المركب داخل المنازل.

ويحتوي البنتاكلوروفينول التقني غير المطهر على عدة ملوثات صغيرة جداً، وخاصة (polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) و (dibenzofurans (PCDFs)، التي يعد منها المجانسي (hexachlorodibenzo-*p*-dioxin) الأوثق صلة من الناحية السمية.

دلائل جودة مياه الشرب

وقد أثبتت الدراسات القصيرة الأمد والطويلة الأمد على الحيوانات: أن التعرض لتركيز عال نسبياً من البنتاكلوروفينول يخفض معدلات النمو ومستويات هرمون الدرقية المصلي ويزيد من أوزان الكبد والنشاط الأنزيمي الكبدي. كما تبين أن التعرض لتركيزات أكثر انخفاضاً من الصيغ التقنية للبنتاكلوروفينول يتقصر من معدلات النمو ويزيد أوزان الكبد والرتتين والكلى والغدد الكظرية، ونشاط الكبد الأنزيمي ويتداخل مع استقلاب البرفيرين والوظيفة الكلوية، ويغير المثابنات الدموية والكيميائية الحيوية. ويبدو أن الملوثات المجهريّة هي الأجزاء النشطة الرئيسية في السمية غير الحادة للبنتاكلوروفينول التجاري.

كما تبين أن البنتاكلوروفينول سامٌ للجنين، ويؤخر تطور المصغة عند الجرذان ويقلل من حجم البطن الواحد للمواليد ووزن جسم الوليد عند الولادة ويحد من البقايا والنمو عند الفطيم. وكان مستوى الأثر الضار غير الملاحظ بالنسبة للبنتاكلوروفينول التقني عبارة عن جرعة أمومية قدرها 5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم خلال فترة تخلق الأعضاء. ولا يعتبر البنتاكلوروفينول ماسخاً على الرغم من ظهور عيوب ولادية كنتيجة غير مباشرة لفرط حرارة الأم في إحدى الدراسات. أما مستوى الأثر الضار غير الملاحظ في دراسات التوالد عند الفئران فبلغ 3 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم وهذه القيمة قريبة من مستوى الأثر الضار غير الملاحظ في دراسة سمية على الجنين إلا أنه لا توجد دراسات تؤيد ذلك في أنواع تربية أخرى.

وقد تبين أن البنتاكلوروفينول سامٌ مناعياً في عدد من الأنواع الحيوانية على الأقل، ويرجع جزء من هذا التأثير على الأقل إلى البنتاكلوروفينول نفسه. كما أبلغ أيضاً عن وجود تأثيرات سامة للأعصاب ولكن لم يجر استبعاد إمكانية كون ذلك ناجماً عن الملوثات المجهريّة.

ولم يتبين كَوْن البنتاكلوروفينول الصافي مطفراً بدرجة عالية. على أن وجود موت مجهري مسرطن واحد على الأقل (hexachlorodibenzo-*p*-dioxin) يشير إلى أن كامن تسبب البنتاكلوروفينول للسرطان في حيوانات التجارب أمر لا يمكن استبعاده تماماً.

وقد تم استخدام مستوى للأثر الضار غير الملاحظ قدره 3 مغ/كغ من وزن الجسم لحساب القيمة الدلالية وتم تطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لكامن سرطان البنتاكلوروفينول التقني) لاشتقاق مدخول يومي يمكن احتماله قدره 3 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. ويؤدي تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب إلى قيمة دلالية قدرها 9 ميكروغرام/لتر. وتعتبر هذه القيمة الدلالية مؤقتة، لأن البنتاكلوروفينول لم يجر تقييمه إلا خلال الاجتماع النهائي لمجموعة المهمة (انظر الملحق 1) على أساس معايير الصحة البيئية رقم 71¹.

البيرميثرين Permethrin

البيرميثرين مبيد حشري تركيبى بايرثيرويدي يستخدم على نطاق واسع لحماية المحاصيل وللصحة العامة. ويستخدم في مستودعات المياه لمكافحة تلوث الخطوط الرئيسية للمياه ببرقات البعوض واحتشار الخطوط الرئيسية كشبكات المياه باللافقاريات المائية.

¹ بنتاكلوروفينول جنيف، منظمة الصحة العالمية، 1987 ومعايير الصحة البيئية رقم 71، لم يتم إصدار وثيقة تقييم حول البنتاكلوروفينول للجزء 2 من الدلائل.

3 - الجوانب الكيميائية

ويتميز بألفته للتربة والثفالات وقلة ألفته للماء، وليس من المرجح أن يتبدد في الغلاف الجوي ويمكن أن يتدرك ضوئياً وحيوياً ويستديم لفترات تتراوح بين أيام وأسابيع. والبيرميثرين لا يتراكم في الثدييات نظراً لسرعة استقلابه. ويرجح أن يكون التعرض للبيرميثرين عالياً من خلال الغذاء والاستعمال المنزلي وأغراض الصحة العامة. والبيرميثرين سمية منخفضة للثدييات. وهو يستخدم عادة على شكل مزيج من المصاوغات المقرونة والمفروقة، والمصاوغ المقرون. وهو المكون النشط يعد أكثر سمية من المصاوغ المفروق.

والبيرميثرين غير سام للجينات. وعلى الرغم من ظهور زيادة طفيفة في وقوع أورام الرئة الحميدة عند ذكور الفئران في إحدى الدراسات فقد كان هذا مقصوراً على أعلى الجرعات. ولم يؤخذ بعين الاعتبار على أنه مؤشر على كامن سرطاني معتمد مرتبط بالبيرميثرين. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان البيرميثرين في المجموعة 3.

ويمكن استخدام مدخول يومي يمكن تحمله لحساب قيمة دلالية. وفي عام 1987 أوصت لجنة الخبراء المشتركة لمنظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام مدخول يومي مقبول من أجل 3:2 و 3:1 من المصاوغات المقرونة والمفروقة قدره 0.05 مغ/كغ من وزن الجسم على أساس تطبيق عامل ارتياب قدره 100 على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ من أجل التسمم الكبدي، وهو يكافئ 5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم.

ونظراً للتعرض الكبير للبيرميثرين من خلال البيئة فقد خصص 1% فقط من المدخول اليومي المقبول لمياه الشرب. وعليه تبلغ القيمة الدلالية 20 ميكروغرام/لتر (عدد مدور). وإذا دعت الحاجة لاستخدام البيرميثرين كمبيد الميرقات لمكافحة البعوض وغيرها من الحشرات ذات الاعتدال الصحي الكبير في مصادر مياه الشرب، عندها يمكن زيادة الحصص المخصصة لمياه الشرب من المدخول اليومي المقبول.

البروبانيل Propanil

البروبانيل هو مبيد عشبي تماسي يستعمل قبل ظهور الأعشاب. ويستخدم لمكافحة الأعشاب الضارة العريضة الأوراق والعشبية وبصورة رئيسية مع الأرز وهو مركب متحرك ذو ألفة للماء وهو غير مستديم نظراً لسهولة تحوله في الظروف الطبيعية إلى عدة مستقلبات. وثمة اثنان من هذه المستقلبات هما 3,4-dichloroaniline و 3,3',4,4'-tetrachloroazobenzene (TCAB) يعتبران أكثر سمية واستدامة من المركب الأصلي. وعلى الرغم من استعماله في كثير من البلدان، لم يكشف عنه في المياه الجوفية إلا في بعض المناسبات.

والبروبانيل يعتبر غير سام للجينات ولكن يبقى واحد على الأقل من مستقلباته البيئية ساماً للجينات (TCAB). وهناك معطيات مستمدة من دراسة محدودة على الجرذان لا تقدم بيئة على السرطنة.

ويؤدي التعرض الطويل الأمد للبروبانيل إلى سمية كرية الدم الحمراء. وقد تم إثبات مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 5 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم، على أساس مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من دراسة تغذية للجرذان دامت

دلائل جودة مياه الشرب

3 شهور وبتطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لتصر مدة الدراسة وأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات).

وبالاستناد إلى تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب، ستكون القيمة الدلالية 20 ميكروغرام/لتر (عدد مدور) ويجب على الجهات المختصة حين تطبيق هذه القيمة الدلالية النظر في إمكانية وجود مستقلبات أخرى أكثر سمية في المياه.

البيريديت Pyridate

البيريديت مبيد عشبي تماسي يستخدم في الحبوب والبذرة والأرز وغيرها من المحاصيل. ونوبانيته في المياه بالغة الانخفاض وتحركه بطيء نسبياً، وهو غير مستديم وسريع التحلل والتدرك الضوئي والتدرك الحيوي كما أن مستقلباته البيئية الأولية غير مستديمة أيضاً ولكنها أكثر تحركاً ويبلغ نصف عمره البيئي في الظروف المائية عدة أيام. ونادراً ما يُعثر عليه في مياه الشرب.

وتشير البيئة المتوافرة إلى أن البيريديت غير سام للجينات. وقد تم اختباره من خلال دراسات تغذية طويلة الأمد أجريت على الجرذان والفئران. ولم تظهر خلالها بيئة تثبت سرطنته في أي من النوعين.

ويستند مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ، وقدره 3.5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، والمستمد من دراسة لمدة عامين على الجرذان إلى وزن الكلى المتزايد. وقد تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 35 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتباط قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين) على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ. ويتخصص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب ستكون القيمة الدلالية 100 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

السيمازين Simazine

السيمازين مبيد عشبي يستعمل قبل ظهور الأعشاب ويستخدم في عدد من المحاصيل وكذلك في المناطق التي لا تحتوي على المحاصيل. وهو مقاوم إلى حد ما لعمليات التبيد الفيزيائية والكيميائية في التربة. أما استدامته وتحركه فيبلغ منهما أنه تم الكشف عنه مراراً في المياه الجوفية والسطحية بتركيزات تصل إلى بضع ميكروغرامات في اللتر الواحد.

ولا يبدو أن السيمازين سام للجينات في أجهزة الثدييات. وقد أظهرت الدراسات الحديثة ازدياداً في الأورام الثديية في إناث الجرذان ولكن لم تظهر لها تأثيرات في الفئران. وصنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان السيمازين في المجموعة 3.

وبالاستناد إلى دراسة على الجرذان، تم إثبات مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 0.52 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل السرطنة والسمية الطويلة الأمد وبتطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لاحتمال السرطنة). تم اشتاق مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 0.52 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. ويتخصص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب ستكون القيمة الدلالية 2 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

3 - الجوانب الكيميائية

التريفلورالين Trifluralin

التريفلورالين مبيد للأعشاب يستخدم قبل ظهورها في عدد من المحاصيل. ويتميز بانخفاض ذوبانيته في الماء وألفته العالية للتربة. ويمكن لعمليات التدرك الحيوي والضوئي أن تكون باعثا لمستقلبات قطبية يمكن أن تلوث مصادر مياه الشرب. وعلى الرغم من استعمال هذا المركب في الكثير من البلدان، لا يتوافر إلا القليل نسبياً من المعطيات بصدد تلوث مياه الشرب ولم يجر الكشف عن التريفلورالين في العدد الضئيل من العينات التي جرى تحليلها.

ولا توجد في التريفلورالين العالي النقاوة خصائص مُطفئة أما التريفلورالين التقني ذو النقاوة المنخفضة فقد يحتوي على ملوثات النتروزو، وتبين أنه مطفر ولم تظهر بيئة على سرطنته في عدد من الدراسات الطويلة الأمد حول السمية والسرطنة مع مادة الاختبار النقية بنسبة (99%) وقد قامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان مؤخراً بتقييم التريفلورالين ذي الدرجة التقنية وصنفته في المجموعة 3.

وتم اختيار مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 0.75 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس دراسة تغذية لسنة واحدة على الكلاب. وهذا النوع هو أكثر الأنواع حساسية للتأثيرات الكبدية التي تم إثبات مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ على أساسها وباستخدام هذا المستوى المذكور مع عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين). تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 7.5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وتمت التوصية بقيمة دلالية قدرها 20 مكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب.

وينبغي على السلطات أن تلاحظ أن بعض الدرجات انتقنية غير النقية من التريفلورالين يمكن أن تحتوي على مركبات مسرطنة فعالة ولذلك يجب عدم استخدامها.

مبيدات الأعشاب الكلوروفينوكسي (مع استبعاد "4،2-د" و "م س ب آ")

Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA)

إن مبيدات الأعشاب الكلوروفينوكسي الواردة هنا هي "4،2-د ب" وديكلوروبروب وفينوبروب و "م س ب آ" وميكوبروب و "5،4،2-ت" ويبلغ نصف عمر تدرك هذه المركبات في البيئة بضعة أيام. تشير بيانات الرصد المحدودة إلى أن هذه المبيدات العشبية لا توجد في مياه الشرب على نحو متواتر، وإذا تم الكشف عنها فلا تتعدى تركيزاتها عادة بضع مكروغرامات في اللتر. ولا توجد مبيدات أعشاب الكلوروفينوكسي غالباً في الغذاء.

وقد صنفتها الهيئة الدولية لأبحاث السرطان في المجموعة 2ب. ولا تسمح المعطيات المتوافرة المستمدة من الدراسات حول تعرض السكان والحيوانات بإجراء تقييم لكامن السرطنة بالنسبة للبشر في أي مبيد عشبي كلوروفينوكسي نوعي ولذلك تستند دلائل مياه الشرب من أجل هذه المركبات إلى الأسلوب الخاص بالتأثيرات السمية الأخرى.

2،4-DB د ب

بالاستناد إلى دراسة لمدة سنتين على الجرذان، تم تحديد مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ، وقدره 3 مغ/كغ من وزن الجسم فيما يخص التأثيرات على الجسم وأوزان الأعضاء وكيميائية الدم والمشتبئات الخاصة بالدمويات. كما تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ

دلائل جودة مياه الشرب

30 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم مع إدخال عامل ارتباط قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين). وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب ستكون القيمة الدلالية 90 ميكروغرام/لتر.

الديكلوروبروب *Dichloroprop*

بالاستناد إلى دراسة لمدة عامين أجريت على الجرذان. يبلغ مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ 3.64 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم فيما يخص السمية الكلوية. وقد تم حساب المدخول اليومي الممكن تحمله من الديكلوروبروب فبلغ 36.4 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتباط قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين) على هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ وبتخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تصبح القيمة الدلالية 100 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

الفينوبروب *Fenoprop*

أُبلغ عن مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 0.9 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم بالنسبة للتأثيرات الضائرة على الكبد في دراسة أجريت على كلاب البيجل حيث كان يعطى الفينوبروب في الغذاء لمدة عامين. وتم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 3 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام عامل ارتباط قدره 300 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و3 من أجل أوجه المحدودية في قاعدة المعطيات). وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب ستكون القيمة الدلالية الخاصة بالفينوبروب 9 ميكروغرام/لتر.

م س ب ب *MCPB*

تعد المعطيات السمية المتوافرة حالياً غير كافية لكي تستخدم كتقاعدة من أجل قيمة دلالية خاصة بالمركب MCPB في مياه الشرب.

الميكروبروب *Mecoprop*

استخدم مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ يبلغ 1 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل التأثيرات على وزن الكلية مستمدة من دراستين دامتاً سنة وستين وأجريت على الجرذان مع عامل ارتباط قدره 300 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و3 من أجل أوجه المحدودية في قاعدة المعطيات) لاشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 3.33 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تصبح القيمة الدلالية الخاصة بالميكروبروب 10 ميكروغرام/لتر (عدد مدور)

2,4,5-T - 5,4,2

بلغ مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ الخاص بانخفاض الكسب المتحقق في وزن الجسم وزيادة وُزني الكبد والكلى والسمية الكلوية في دراسة لمدة سنتين أجريت على الجرذان. 3 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وتم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله وقدره 3 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 للارتباط المشار إليه بين 5,4,2 - T وغرن النسيج الرخو

3 - الجوانب الكيميائية

والنورم اللغني الهودجيكاني في الدراسات الوبائية). ويتخصص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب ستكون القيمة الدلالية الخاصة بالمركب 5.4.2 - ت 9 ميكروغرام/لتر.

3 - 6 - 4 المطهرات والنواتج الثانوية المطهرة

لا ريب أن عملية التطهير هي أهم الخطوات في معالجة المياه المعدة للإمدادات العامة. وتعتبر عملية تخريب الممرضات الميكروبيولوجية أمراً أساسياً وهي تقتضي، على نحو ثابت تقريباً استخدام العوامل الكيميائية التفاعلية مثل الكلور، والتي لا تعد مبيدات للأحياء قوية فحسب بل هي قادرة على التفاعل مع مقومات المياه الأخرى لتشكيل مركبات جديدة ذات تأثيرات يحتمل أن تلحق ضرراً طويلاً بالأمم بالصحة. وبناءً على ذلك يترتب على التقدير الشامل للتطهير على الصحة العامة أن يكتفي بالنظر في النوعية الميكروبيولوجية للمياه والمعالجة فحسب، بل يجب أن يأخذ بعين الاعتبار أيضاً سمية المطهرات ونواتج تفاعلها وتتطلب الأهمية الفائقة للنوعية الميكروبيولوجية بعض المرونة في اشتقاق القيم الدلالية لهذه المواد. ولحسن الحظ يبدو هذا ممكناً نظراً لهاش السلالة الكبير المتجسد في هذه القيم. لقد تم في هذا الكتاب تقديم القيم الدلالية الخاصة بالنواتج الثانوية المطهرة المسترطبة من أجل زُيد احتمال خطر الإصابة بالسرطان طيلة فترة العمر والبالغ قدره 10 . وتتغير الشروط النوعية للتطهير لا وفقاً لتركيب المياه ودرجة الحرارة فحسب بل تبعاً للعوامل التقنية والاقتصادية - الاجتماعية المتوافرة في مختلف أنحاء العالم. وعندما تفرض الظروف المحلية الاختيار بين الاستجابة للدلائل الميكروبيولوجية أو الدلائل الخاصة بالمطهرات أو النواتج الثانوية المطهرة. عندها يجب أن تكون الأولوية دائماً للنوعية الميكروبيولوجية ويمكن كلما دعت الضرورة تبني قيمة دلالية كيميائية مناسبة لمستوى أعلى من مستويات الخطر ولا يجوز أبداً انتفاص التطهير الفعال.

وعلى الرغم من أن ذلك لا يتم التعرض له فيما يتعلق بالمتطلبات الفردية المقدمة فيما بعد، فقد لوحظت في عدد من الدراسات الوبائية ارتباطات إيجابية بين ابتلاع مياه الشرب المكلورة ومعدلات الوفيات الناجمة عن السرطان وخصوصاً سرطان المثانة. وقد اعتبرت درجة البيئة الدالة على هذا الارتباط من قبل الهيئة الدولية لأبحاث السرطان غير كافية. ويمكن خفض مستوى النواتج الثانوية المطهرة من خلال توخي المستوى الأمثل للمعالجة (انظر الفقرة 6 - 3)، وتؤدي إزالة المواد العضوية في وقت سابق على التطهير إلى الحد من تشكل النواتج الثانوية ذات الضرر المحتمل.

وتم التزويد بالتوجيه التالي لمساعدة السلطات في اتخاذ القرار حول ماهية القيم الدلالية التي يمكن أن تكون هي الأكبر أو الأدنى أهمية عند وضع المعايير الوطنية، فالقيم الدلالية للمواد الكيميائية الأكثر أهمية تتضمن بوجه عام تلك القيم المتعلقة بالكلورامينات والكلور (عند استعمالها كمواد مطهرة)، وتليها كل من قيم البروموفورم وقيم ثنائي البرومو كلوروميثان والبرومو ديكلوروميثان والكلوروفورم وهيدرات الكلورال والكلوريد والبروميد وحمض ثنائي كلور الأسيتيك وثلاثي كلور الأسيتيك (وضعت قيم دلالية مؤقتة لهذه المجموعة الأخيرة). كما تتضمن القيم الدلالية الخاصة بالمواد الكيميائية الأقل أهمية كلاً من 5.4.2 ثلاثي الكلورو فينول والفورمالدهيد، وثنائي الكلورو أسيتونيتريل وثنائي

دلائل جودة مياه الشرب

اليومو أسيتونيتريل وثلاثي الكنورو أسيتونيتريل وكلوريد الميانوجين. وعلى الرغم من إعطائها أهمية أقل، قد يكون من المناسب قياس مستوياتها مرة واحدة على الأقل. وتجدر الإشارة إلى أنه يمكن لعدد من النواتج الثانوية غير الخطيرة والضعيفة التمييز أن تتشكل أيضاً بما في ذلك تلك النواتج المشتقة من مواد دبالية. وهذه التوصيات عامة. ويجب أخذ مقدرات المراقبة والترصّد بعين الاعتبار عند وضع المعايير الوطنية

المطهرات Disinfectants

الكلورامينات Chloramines

يوجد أحادي الكلورامين في مياه الشرب كمطهر وكناتج ثانوي مطهر ناجم عن عملية التطهير بالكلور. وتعتبر مياه الشرب المصدر الرئيسي للتعرض للكلورامينات. ولم تلاحظ آثار صحية ضائرة نتيجة للتعرض القصير الأمد في الإنسان بتركيزات تصل إلى 24 مغ/لتر. وفضلاً عن ذلك لم تلاحظ خلال الدراسات الطويلة الأمد والقصيرة الأمد التي جرت على حيوانات التجارب المعرضة لأحادي الكلورامين أية آثار نوعية متعلقة بالمعالجة ضائرة بوضوح.

وفي مقايصة حيوية أجريت على نوعين أزداد وقوع ابيضاض دم الخلية الوحيدة النواة عند إناث الجرذان (F344) بالمقارنة مع الشواهد المتزامنة إلا أنه كان محصوراً ضمن مجال ذلك الوقوع الملاحظ في الشواهد التاريخية. ولم تلاحظ زيادات أخرى في وقوع الأورام، وعلى الرغم من إثبات بعض الدراسات في المختبر أن أحادي الكلورامين مطهر لم تثبت سميته للجينات في الأحياء.

وتستند القيمة الدلالية الخاصة بأحادي الكلورامين إلى مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 94 مكروغرام/كغ من وزن الجسم محسوب من مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 9.4 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم (أعلى جرعة قدمت للذكور خلال دراسة أجريت على الجرذان) مع إدخال عامل ارتباط قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين). ولم يطبق عامل ارتباط إضافي من أجل السرطنة المحتملة لأن آثار السرطان الملتبسة التي أبلغ عنها في نفس الدراسة التي أجريت على نوع واحد فقط وعلى جنس واحد فقط كانت ضمن حدود المجال المشاهد في الشواهد التاريخية. وبتخصيص حصة قدرها 100% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. ستكون القيمة الدلالية 3 مغ/لتر (عدد مدور).

والمعلومات المتوافرة غير كافية لوضع قيم دلالية خاصة بثنائي الكلورامين وثلاثي الكلورامين. وتعد عتبات الرائحة لثنائي الكلورامين وثلاثي الكلورامين أدنى بكثير من عتبة الرائحة الخاصة بأحادي الكلورامين.

الكلور Chlorine

ينتج الكلور بكميات كبيرة ويستخدم على نطاق واسع صناعياً ومزلياً كمطهر ومادة للتبييض. وهو واسع الاستعمال بشكل خاص في عمليات تطهير أحواض السباحة كما أنه يعد المطهر والمؤكسد الأوسع استعمالاً في معالجة مياه الشرب. يتفاعل الكلور داخل المياه ليشكل كلاً من حمض الهيپوكلوروز والهيپوكلوريت.

3- الجوانب الكيميائية

لم تلاحظ آثار نوعية متعلقة بالمعالجة ضائرة بوضوح والحيوانات المعرضة للكلور عن طريق مياه الشرب. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان الهيبوكلوريت في المجموعة 3.

ووضعت القيمة الدلالية للكلور الحر في مياه الشرب على أساس مدخول يومي يمكن تحمله وقدره 150 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم مشتق من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ من أجل غياب السمية عند القوارض التي تبتلع 15 مغ من الكلور مقابل كل 1 كغ من وزن الجسم في اليوم عن طريق مياه الشرب لمدة عامين مع إدخال عامل ارتباط قدره 100 (من أجل التغير ضمن النوع الواحد والتغيير بين النوعين) ويتخصيص حصة قدرها 100% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. ستكون القيمة الدلالية 5 مغ/لتر (عدد مدو) وتجدر ملاحظة تستوجب التحفظ إذ يجر استعراف مستوى التأثير الضائر في هذه الدراسة ويمكن لمعظم الأفراد تذوق الكلور المحدود بحدود القيمة الدلالية (انظر الصفحة 129).

ثنائي أكسيد الكلور Chlorine dioxide

يعد ثنائي أكسيد الكلور عامل أكسدة قوي وهو يضاف إلى المياه كمطهر. ولكافة الطعم والرائحة وهو سريع التفتك إلى كلوريت وكلوريد وكلورات. وقد ثبت أن ثنائي أكسيد الكلور يحدث علة في التطور السلوكي العصبي وفي الجهاز العصبي في الجرذان المعرضة حول الولادة كما لوحظ انخفاض معد في هرمونات الدرقية عند الجرذان والقروء المعرضة لثنائي أكسيد الكلور في دراسات لمياه الشرب. ولم توضع قيمة دلالية لثنائي أكسيد الكلور نظراً لسرعة تحلله ولأن القيمة الدلالية المؤقتة الخاصة بالكلوريت (انظر الصفحة 96) تكفي للوقاية من كامن التسمم بثنائي أكسيد الكلور. وتبلغ عتبة الطعم والرائحة لهذا المركب 0.4 مغ/لتر.

اليود Iodine

يوجد اليود بشكل طبيعي في المياه على شكل يوديد وتنجم آثار اليود عن تأكسد اليوديد أثناء معالجة المياه ويستعمل اليود أحياناً لتطهير المياه في الحقل أو في حالات الطوارئ. واليود عنصر أساسي في تركيب هرمونات الدرقية. وتتراوح تقديرات المتطلب ضمن النظام الغذائي للبالغين بين 80 و150 ميكروغرام/يوم، وتوجد أشكال من عوز اليود في كثير من أنحاء العالم. وفي عام 1988، قامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية بوضع حد أقصى مؤقت للمدخل اليومي الذي يمكن تحمله (PMTDI) لليود، مقداره 1 مغ/يوم (17 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم) من جميع المصادر، وهذا مدخول يستند بصورة رئيسية إلى المعطيات الخاصة بآثار اليوديد. وتشير المعطيات الحديثة المسأخوذة من دراسات على الجرذان إلى أن آثار اليود في مياه الشرب على تركيزات هرمون الدرقية في الدم تختلف عن آثار اليوديد. وتفيد المعطيات المتوافرة أن اشتقاق قيمة دلالية لليود على أساس المعلومات المتعلقة بآثار اليوديد غير ملائم. ولا يتوافر إلا القليل من المعطيات الوثيقة الصلة بآثار اليود. ولما كان اليود لا يوصى به في التطهير الطويل الأمد، فلن يكون من الراجح التعرض على مدى العمر لتركيزات من اليود كتلك التي يمكن أن تحدث من جراء تطهير المياه

دلائل جودة مياه الشرب

النواتج الثانوية المظهرة *Disinfectant by-product*

البرومات *Bromate*

يمكن أن تتشكل البرومات بتأكسد أيونات البروميد خلال عملية الأوزونة وربما بواسطة مؤكسيدات أخرى أثناء معالجة المياه وتشير المعطيات المحدودة إلى أن التركيزات الموجودة في مياه الشرب هي بوجه عام دون 90 ميكروغرام/لتر.

وتبين أن البرومات تحرض وقوعاً لأورام الكلى بدرجة عالية عند ذكور وإناث الجرذان وأوراما في المتوسطة الصفاقية عند ذكور الجرذان كما أن البرومات مطفرة في المختبر وفي الأحياء. وقد وضعت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية تقييماً للبرومات وأوصت بعدم ترك متبقيات في الطعام في حالة استخدام البرومات في معالجة المواد الغذائية.

وصنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان البرومات في المجموعة 2ب. ولتقدير احتمالات الخطر السرطانية تم تطبيق النموذج المحوّل إلى الصيغة الخطية المتعدد المراحل على وقوع الأورام الكلوية عند ذكور الجرذان التي أعطيت برومات البوتاسيوم في مياه الشرب. على الرغم من أنه لوحظ أنه لو كانت آلية تحريض الأورام محددة بكونها ضرراً تأكسدياً في الكلية، فإن تطبيق نموذج مخاطر السرطان بالجرعة المنخفضة قد لا يكون ملائماً وتبلغ التركيزات المرتبطة بزيادة احتمالات خطر السرطان في المياه على مدى العمر والبالغ قدرها 10^{-3} ميكروغرام/لتر. وبالنظر إلى أوجه المحدودية في الطرائق التحليلية وطرائق المعالجة المتوافرة، يوصى بقيمة دلالية مؤقتة قدرها 25 ميكروغرام/لتر وهذه القيمة ترتبط بزيادة احتمالات خطر السرطان في المياه على مدى العمر إلى درجة 10×10^{-7} .

الكلورات *Chlorate*

بالإضافة إلى كون الكلورات ناتجاً من نواتج تفكك ثنائي أكسيد الكلور، توجد الكلورات أيضاً نتيجة لاستخدام الهيبوكلوريت في التطهير. وتعتبر المعطيات المتوافرة حول تأثيرات الكلورات على الإنسان وحيوانات التجارب غير كافية لوضع قيمة دلالية وتشير المعطيات المتعلقة بحوادث تسمم عرضية إلى أن الجرعة المميتة للإنسان تبلغ حوالي 230 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وهذه تعادل مستويات الأثر الضار غير الملاحظ التي تم استعرافها من خلال دراسات على الجرذان والكلاب وعلى الرغم من عدم ملاحظة آثار في دراسة سريرية لمدة 84 يوم أجريت على عدد ضئيل من الأشخاص المقطوعين الذين يتعلمون 36 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم، لم يجز اشتقاق قيمة دلالية على أساس هذه النتائج بسبب عدم تحديد مستوى للأثر الضار.

يحتاج الأمر إلى مزيد من الأبحاث لتحديد خصائص التأثيرات غير المميتة للكلورات. وإلى أن تتوافر أمثال هذه المعطيات، ستكون محاولة خفض مستويات الكلورات إلى أدنى حد ممكن إجراءً معقولاً. كما أنه لا يجوز انتقاص التطهير الكافي.

الكلوريت *Chlorite*

يؤثر الكلوريت على كريات الدم الحمراء مؤدياً إلى تشكل الميتيموغلوبين في القطة والقرود. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان الكلوريت في المجموعة 3.

3 - الجوانب الكيمائية

ويبلغ المدخول اليومي الممكن تحمله من الكلوريت 10 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. بالاستناد إلى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 1 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم بالنسبة لمستويات غلوتاثيون متناقصة خلال دراسة مدتها 90 يوما أجريت على الجرذان مع إدخال عامل ارتباط قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين). ونظرا للطبيعة الحادة في الاستجابة ووجود دراسة لمدة عامين على الجرذان، لم يجر إدخال عامل ارتباط إضافي قدره 10 لإدخال قصر مدة الدراسة الرئيسية في الحساب. إن المدخول اليومي الممكن تحمله المشتق بهذه الطريقة متسق مع مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ البالغ (36 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم) في دراسة سريرية لمدة 12 أسبوع أجريت على عدد من الأشخاص المتطوعين.

وبتخصيص حصة قدرها 80% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تصل إلى قيمة دلالية قدرها 200 ميكروغرام/لتر (عدد مدون). وتوصف هذه القيمة الدلالية بأنها مؤقتة لأن استخدام ثنائي أكسيد الكلور كمطهر يمكن أن يؤدي إلى تجاوز القيمة الدلالية للكلوريت كما أنه لا يجوز لصعوبات تحقيق القيمة الدلالية أن تكون سببا في الانتقاص من التطهير الكافي

الكلوروفينولات Chlorophenols

توجد الكلوروفينولات في مياه الشرب نتيجة لكلورة الفينولات بحكم كونها ناتجا ثانويا من جراء تفاعل الهيبوكلوريت مع الحموض الفينولية، وكذلك كمبيد للأحياء أو في صورة نواتج تدرك مبيدات أعشاب الفينوكسي. أما المركبات التي يعد وجودها في مياه الشرب كنواتج ثانوية لكلورة هو الأكثر رجحانا فهي 2 - كلورفينول (2-CP) و 4.2 - ثنائي الكلوروفينول (2,4-DCP) و 6.4.2 - ثلاثي الكلوروفينول (2,4,6-TCP).

أما تركيزات الكلوروفينولات في مياه الشرب فهي في العادة دون 1 ميكروغرام/لتر كما أن عتبات الطعم للكلوروفينول في مياه الشرب منخفضة (انظر الصفحة 130).

2 الكلوروفينول 2-Chlorophenol

تعتمد المعطيات الخاصة بسمية هذا المركب محدودة. ولذلك لن نوضع له قيمة دلالية من أجل الصحة.

4.2 ثنائي الكلوروفينول 2,4-Dichlorophenol

تعتمد المعطيات الخاصة بسمية هذا المركب محدودة ولذلك لم نوضع له قيمة دلالية من أجل الصحة.

6.4.2 ثلاثي الكلوروفينول 2,4,6-Trichlorophenol

ورد في التقارير أن هذا المركب يحرض الأورام اللعابية وأبيضاض الدم عند ذكور الجرذان وكذلك الأورام الكبدية عند ذكور وإناث الفئران ولم يتثبت أن هذا المركب مطفر في اختبارات إيمس ولكنه أظهر نشاطا مطفرا ضعيفا في دراسات أخرى. في المختبر وفي الأحياء وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان هذا المركب في المجموعة 2ب.

ويمكن اشتقاق قيمة دلالية له بتطبيق النموذج المحول إلى الصيغة الخطية المتعدد المراحل على حالات ابيضاض الدم عند ذكور الجرذان والتي لوحظت خلال دراسة تغذية لمدة

دلائل جودة مياه الشرب

عامين ولم تستخدم الأورام الكبدية التي عُثر عليها في هذه الدراسة لتقدير الأخطار نظراً لدور الملوثات الممكن في تحريضها. أما التركيز الموجود في مياه الشرب والمرتبطة بزيادة احتمالات خطر السرطان على مدى العمر ومقداره 10 فيبلغ 200 ميكروغرام/لتر. وهذا التركيز يتجاوز أدنى عتبة للطعم أبلغ عنها بالنسبة لهذا المركب (انظر الصفحة 130).

الفورمالدهيد Formaldehyde

يظهر الفورمالدهيد في الصبوبات الصناعية وينبعث في الهواء من المواد البلاستيكية وغيرها الراتين وينتج الفورمالدهيد في مياه الشرب بصورة رئيسية من تأكيد المادة العضوية الطبيعية خلال الأوزونة والكلورة. كما يوجد في مياه الشرب نتيجة لتحرره من التجهيزات البلاستيكية البولي أسيتيلية في المقام الأول. وقد وجدت تركيزات منه تصل إلى 30 ميكروغرام/لتر في مياه الشرب المؤقتة.

وتبين أن الفورمالدهيد مسرطن للجردان والغثان من خلال الاستنشاق بجرعات أدت إلى تهيج الظواهر الأنفية كما أدى ابتلاع الفورمالدهيد في مياه الشرب لمدة سنتين إلى تهيج في المعدة عند الجردان، كما لوحظت أورام حلينية في المعدة مرتبطة بتهيج وخيم أثناء إحدى الدراسات.

وبالاستناد إلى الدراسات التي تعرض فيها كل من البشر وحيوانات التجارب لهذا المركب بطريق الاستنشاق، قامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان بتصنيف الفورمالدهيد في المجموعة 2¹ ويشير رجحان البيئة إلى أن الفورمالدهيد غير مسرطن بالطريق الفموي ولذلك تم اشتقاق قيمة دلالية بالاستناد إلى مدخول يومي يمكن تحمله وحساب مدخول يومي يمكن تحمله ويبلغ 150 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بالاستناد إلى مستوى للأثر الضار قدره 15 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة لمدة سنتين أجريت على الجردان، مع إدخال عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين). لم يؤخذ بالحسبان سرطنة محتملة من استنشاق الفورمالدهيد عن طريق الاستخدامات المنزلية المتعددة للماء كوايل الحمام مثلاً (انظر الفقرة 3-3). وتخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تكون القيمة الدلالية 900 ميكروغرام/لتر.

إم أكس MX

يتشكل هذا المركب وهو (3-chloro-4dichloromethyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone)، نتيجة لتفاعل الكلور مع مادة عضوية معقدة في المياه. وقد تم استعرافه في الصبوبات الكلورة لمطاحن عجائن الورق وفي مياه الشرب في فنلندا، والمملكة المتحدة والولايات المتحدة الأمريكية بتركيزات وصلت إلى 67 نانوغرام/لتر.

ولا يتوافر سوى معطيات محدودة جداً حول سمية إم أكس. أما MX الموسوم بـ C¹⁴، فهو سريع الإمتزاز ويمكن إفراغ معظم إشعاعيته عن طريق البول خلال 24 - 48 ساعة. وليس من المرجح أن يتم امتصاصه على أنه المركب الأساسي نظراً لتفاعليته العالية وهو مظفر إلى حد فائق في بعض ذراري السلمونيلات التيفية الفأرية إلا أن إضافة خلاصة الكبد تخفف الاستجابة تخفيضاً مفاجئاً ولا يكون إلا ضعيف النشاط أو غير فعال في الاختبارات القصيرة الأمد لسميته للجينات في المختبر.

والمعطيات المتوافرة غير كافية لوضع قيمة دلالية لهذا المركب

3 - انجوانب الكيميائية

ثلاثي الهالوميثانات Trihalomethanes

ثلاثي الهالوميثانات مركبات بديل الهالوجين المفردة الكربون ذات الصيغة CHX_3 ، حيث يمكن أن تكون الـ X هي الكلور أو البروم أو اليود أو توليفة من هؤلاء. أما ما يتعلق بتلوث مياه الشرب فلا أهمية إلا لأربعة من هذه المجموعة وهي: البروموفورم وثنائي البرومو كلوروميثان (DBCM) والبرومو ديكلوروميثان (BDCM) والكلوروفورم. والكلوروفورم هو المقوم الأكثر شيوعاً.

وتظهر ثلاثي الهالوميثانات في مياه الشرب بصورة رئيسية كنواتج عن تفاعل الكلور مع المواد العضوية الناشئة بشكل طبيعي ومع البروميد الذي يمكن أن يكون موجوداً أيضاً في المياه.

ويمكن أن تعمل مجموعة المواد الكيميائية عمل المؤشر الدال على وجود نواتج ثانوية أخرى للكلورة. ويفترض في التحكم في ثلاثي الهالوميثانات الأربعة أن يساعد على خفض مستويات نواتج ثانوية أخرى للكلورة غير متميزة.

ولما كانت هذه المركبات الأربعة توجد عادة معاً فقد جرت العادة على النظر في إجمالي ثلاثي الهالوميثانات كمجموعة وقد وضع عدد من البلدان دلائل أو معايير على هذا الأساس. وفي الطبعة الأولى لدلائل جودة مياه الشرب، تم إثبات قيمة دلالية للكلوروفورم فقط ثم توافرت بعض المعطيات حول باقي ثلاثي الهالوميثانات، ويبقى الكلوروفورم العنصر الأكثر انتشاراً بين المجموعة في إمدادات مياه الشرب. ولم يتم في هذه الطبعة إثبات قيمة دلالية لإجمالي ثلاثي الهالوميثانات، على أية حال، تم وضع قيم دلالية لمركبات ثلاثي الهالوميثانات الأربعة كل منها على حدة. ويمكن للسلطات الراغبة في وضع معايير إجمالية ثلاثي الهالوميثانات تؤخذ فيها السمية الإضافية في الحسبان، الأخذ بأسلوب التجزي، التالي:

$$I \geq \frac{C_{\text{كلوروفورم}}}{GV_{\text{كلوروفورم}}} + \frac{BDCM \ C}{BDCM \ GV} + \frac{DBCM \ C}{DBCM \ GV} + \frac{C_{\text{بروموفورم}}}{GV_{\text{بروموفورم}}}$$

حيث C = تركيز وGV = قيمة دلالية

ولا ينبغي للسلطات الراغبة في استخدام قيمة دلالية لإجمالي ثلاثي الهالوميثانات أن تلجأ إلى مجرد حساب إجمالي القيم الدلالية لكل مركب من هذه المركبات لكي تصل إلى معيار نظراً لكون المركبات الأربعة متماثلة أساساً في فعلها السمي. وفي حالة مراقبة ثلاثي الهالوميثانات، يجب استخدام نظام معالجة متعدد الخطوات لخفض طلائع ثلاثي الهالوميثانات العضوية، مع إعطاء الاعتبار الأول لضمان عدم التطهير للانتقاص بحال من الأحوال.

البروموفورم Bromoform

يتم امتصاص البروموفورم بسرعة وسهولة من السبيل المعدي المعوي ففي حيوانات التجارب بسبب التعرض الطويل الأمد لجرعات عالية أضرار كبدية وكلوية. وفي إحدى المقاييس الحيوية، حرض البروموفورم على زيادة ضئيلة في أورام نادرة نسبياً في الأمعاء الغليظة في

دلائل جودة مياه الشرب

الجرذان من كلا الجنسين ولكنه لم يحرض الأورام في الفئران على أن المعطيات المستمدة من أنواع شتى من المقاييس حول سمية البروموفورم للجينات ملتبسة. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان البروموفورم في المجموعة 3.

وقد تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله على أساس مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 25 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم نظراً لغياب الآفات الهيستوباثولوجية في الكبد من خلال دراسة جيدة الإدارة والتوجيه لفترة 90 يوماً أجريت على الجرذان. وتم تدعيم هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ بنتائج دراسات طويلة الأمد. ويبلغ المدخول اليومي الممكن تحمله 17.9 مكروغرام/كغ من وزن الجسم مع تعديله من أجل تعرض قدره 5 أيام في الأسبوع مع إدخال عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 من أجل السرطنة المحتملة وقصر مدة الدراسة). وبتخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تبلغ القيمة الدلالية 100 مكروغرام/لتر (عدد مدور)

ثنائي البرومو كلوروميثان : *Dibromochloromethane*

هذا المركب جيد الامتصاص من السبيل المعدي المعوي. ويسبب التعرض الطويل الأمد للجرعات العالية عند حيوانات التجارب أضراراً في الكبد والكلى. وقد حرض ثنائي البرومو كلوروميثان في إحدى المقاييس الحيوية الأورام الكبدية في إناث الفئران وربما الذكور أيضاً ولكنه لم يفعل ذلك في الجرذان. وتمت دراسة سمية ثنائي البرومو كلوروميثان للجينات في عدد من المقاييس، ولكن المعطيات المتوافرة اعتبرت غير حاسمة. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان ثنائي البرومو كلوروميثان في المجموعة 3.

وتم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله بالاستناد إلى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 30 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم نظراً لغياب التأثيرات الهيستوباثولوجية في الكبد في دراسة جيدة الإدارة والتوجيه لمدة 90 يوماً على الجرذان. وقد تم تدعيم هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ بنتائج دراسات طويلة الأمد. ويبلغ المدخول اليومي الممكن تحمله 21.4 مكروغرام/كغ من وزن الجسم، مع تعديله من أجل تعرض قدره 5 أيام وإضافة 10 من أجل قصر مدة الدراسة. ولم يستخدم عامل ارتباط إضافي من أجل كامن السرطنة نظراً للتساؤلات التي تثور حول الأورام الكبدية عند الفئران الناجمة عن سواغات زيت الذرة والدليل غير الحاسم على السمية للجينات. وبتخصيص 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. تبلغ القيمة الدلالية 100 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

البرومو ثنائي الكلوروميثان *Bromodichloromethane*

هذا المركب سريع الامتصاص من السبيل المعدي المعوي. ولكن التعرض الطويل الأمد للجرعات العالية عند حيوانات التجارب يسبب ضرراً في الكبد والكلى وفي إحدى المقاييس الحيوية حرض البرومو ثنائي الكلوروميثان أوراماً غدية كلوية وسرطانات غدية في كلا جنسي الجرذان وذكور الفئران، كما حرض أوراماً نابرة في الأمعاء الغليظة (سلائل ورمية غدية، وسرطانات غدية) في كلا جنسي الجرذان وأوراماً غدية كبدية الخلايا وسرطانات غدية في إناث الفئران. وأعطى البرومو ثنائي الكلوروميثان كلا من النتائج الإيجابية والسلبية

3- الجوانب الكيميائية

في أنواع شتى من مقاييس السمية للجينات في المختبر وفي الأحياء. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان البرومو ثنائي الكلوروميثان في المجموعة 2ب. قدرت احتمالات خطر السرطان بالاستناد إلى زيادة في وقوع الأورام الكلوية في ذكور الفئران شوهدت خلال المقاييس المذكورة آنفاً لأن هذه الأورام تعطي أفضل قيمة وقائية. ولم يُنظر إلى الأورام الكبدية في إناث الفئران بعين الاعتبار بالنظر إلى الدور المحتمل لسواغ زيت الذرة في تحريض هذه الأورام على الرغم من كون الأخطار المقدرة داخلية ضمن نفس المجال وباستخدام النموذج المحوّل إلى الصيغة الخطية والمتعدد المراحل سوف يبلغ تركيزه في مياه الشرب المرتبط بزيادة احتمالات خطر السرطان على مدى العمر وقدره 10⁻⁶ 60 ميكروغرام/لتر. وقد تم تدعيم هذه القيمة الدلالية بدراسة تغذية صدرت مؤخراً حول الجرذان ولم تكن متوافرة ليصار إلى تقييمها الكامل.

الكلوروفورم Chloroform

يمكن أن تصل تركيزات الكلوروفورم في مياه الشرب في بعض الأحيان إلى عدة مئات من الميكروغرامات في اللتر الواحد. وتنخفض التركيزات عادة في الهواء المحيط. وقد تم الكشف عن الكلوروفورم في بعض الأغذية في مستويات كانت تتراوح عادة بين 1 و 30 ميكروغرام/كغ. يتم امتصاص الكلوروفورم بعد التعرض الفموي أو بالاستنشاق، أو عن طريق الجلد. ويمكن أن تنتج عدة مركبات بسيطة استقلابية متفاعلة يتباين مداها باختلاف الأنواع والجنس. ويمكن للتعرض الطويل الأمد لمستويات جرعات تزيد عن 15 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم أن تسبب تبدلات في الكلية والكبد والغدة الدرقية. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان الكلوروفورم في المجموعة 2ب. واتضح من الدراسات الطويلة الأمد أن الكلوروفورم يحرض سرطانات الخلايا الكبدية في الفئران في حالة إعطاء سواغات زيتية الأساس بالتزقيم ولكن ليس في مياه الشرب، كما أبلغ عن تحريضه للأورام الغدية الأنبوبية الكلوية والسرطانات الغدية عند ذكور الجرذان مهما كان السواغ الحامل. وتمت دراسة الكلوروفورم ضمن مجموعة متنوعة واسعة من مقاييس السمية للجينات وتبين أنه يعطي النتائج الإيجابية والسلبية.

وتمتد القيمة الدلالية إلى استيفاء للزيادة الملحوظة في أورام الكلى عند ذكور الجرذان المعرضة للكلوروفورم في مياه الشرب لمدة سنتين، على الرغم من التسليم بأنه يمكن الكلوروفورم أن يحرض الأورام عن طريق آلية غير مامة للجينات. وباستخدام النموذج المحوّل إلى الصيغة الخطية والمتعدد المراحل تم حساب قيمة دلالية قدرها 200 ميكروغرام/لتر لتتناسب مع زُيد احتمالات خطر السرطان على مدى العمر البالغ 10⁻⁶. وتم تدعيم هذه القيمة الدلالية بدراسة مدتها 7.5 سنة أجريت على الكلاب، لوحظ خلالها مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 15 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل التأثيرات الكبدية (بتطبيق عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الذي يمكن ملاحظته) وتخصيص 50% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب).

دلائل جودة مياه الشرب

أحماض الأسيتيك الكلورة Chlorinated acetic acids

تعتبر أحماض الأسيتيك الكلورة نواتج ثانوية للأكسدة تتشكل من جراء تفاعل الكلور مع المادة العضوية مثل حمض الهوميك أو حمض الفوليك الموجود في المياه.

حمض أحادي الكلوروأسيك Monochloroacetic acid

تبلغ تركيزات حمض أحادي الكلوروأسيك في المياه المظهرة بالكلور بوجه عام 1 ميكروغرام/لتر أو دون ذلك. ولم تظهر مقايصة حيوية حديثة دامت سنتين، وأجريت على الجرذان والفئران أي دليل على السرطنة. وقد أعتبرت معطيات السمية المتوافرة غير كافية لاستنتاج قيمة دلالية

حمض ثنائي الكلوروأسيك Dichloroacetic acid

كان حمض ثنائي الكلوروأسيك يستخدم في المضمار الصيدلاني، بالإضافة إلى كونه ناتجاً ثانوياً مظهرًا. وقد أبلغ عن تركيزاته في مياه الشرب في الولايات المتحدة الأمريكية وصلت إلى 80 ميكروغرام/لتر.

وحمض ثنائي الكلوروأسيك سريع الامتصاص بعد ابتلاعه، كما أنه سريع الاستقلاب إلى غليكوسيلات أو أوكسالات ويتم إفراغه سريعاً. وقد تبين من خلال الدراسات الطويلة الأمد والقصيرة الأمد على حيوانات التجارب، أنه حُرّض الاعتلال العصبي ونقصاً في وزن الجسم وأضراراً خصوصية وتأثيرات هيستوباثولوجية في الدماغ. ولوحظ الاعتلال العصبي عند مريض واحد يلقى جرعات علاجية من ثنائي الكلوروأسيك كعامل ناقص شحميات الدم. وتبين من خلال بضع مقايصات حيوية، أن ثنائي الكلوروأسيك يحرض الأورام الكبدية في الفئران. ولا تتوافر معطيات كافية حول سميته للجينات.

ونظراً لعدم كفاية الدليل على السرطنة في ثنائي الكلوروأسيك فقد تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 7.6 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بالاستناد إلى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 7.6 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم لغياب الآثار على الكبد في دراسة لمدة 75 أسبوع أجريت على الفئران مع إدخال عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 للسرطنة المحتملة) وبتخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب، تصبح القيمة الدلالية 50 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

وقد وُصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة لأن المعطيات غير كافية لضمان أن تكون القيمة قابلة للتحقيق تقنياً. ولا يجوز أن تكون الصعوبات التي تحول دون تحقيق القيمة الدلالية سبباً للاقتصاص من التطهير الكافي.

حمض ثلاثي الكلوروأسيك Trichloroacetic acid

يستخدم كمبيد عشبي. بالإضافة إلى كونه ناتجاً ثانوياً. وقد أبلغ عن وجود تركيزات له وصلت إلى 100 ميكروغرام/لتر في الولايات المتحدة الأمريكية داخل مياه الشرب. وتبين من خلال الدراسات الطويلة الأمد والقصيرة الأمد التي أجريت على أنواع من الحيوانات أنه يحرض تكاثر البيروكسيات ويزيد في وزن الكبد.

3 - الجوانب الكيميائية

كما تبين أنه يحرض الأورام في كبد الفئران. ولم يثبت أنه مُطْفِئ من خلال المقاييسات في المختبر. كما أبلغ عن تسببه في أشكال من الزئبق الصبغي. ونظراً لاقتصار الدليل على سرطنة حمض ثلاثي الكلوروأسيستيك على نوع واحد. فقد تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله قدره 17.8 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بالاستناد إلى مستوى للأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته قدره 178 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل زيادة في وزن الكبد خلال دراسة مدتها 52 أسبوعاً أجريت على الفئران مع إدخال عامل ارتباط قدره 10 000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و100 من أجل استخدام دراسة مدتها أقل قليلاً من مدى العمر، واستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ والسرطنة المحتملة). وقد أبلغ مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ في دراسة لمدة 14 يوماً من أجل التأثير ذاته ثلث مستوى الأثر الضائر الذي يمكن ملاحظته في دراسة دامت 52 أسبوعاً بالاستناد إلى حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تبلغ القيمة الدلالية المؤقتة 100 ميكروغرام/لتر (عدد مدور).

وقد وصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة نظراً لأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات السمية المتوافرة وعدم كفاية المعطيات لتقرير ما إذا كانت القيمة الدلالية قابلة للتحقيق تقنياً. ولا يجوز أبداً أن تكون الصعوبات في تحقيق القيمة الدلالية سبباً لانتقاص من التقييم الكافي.

هيدرات الكلورال (Chloral hydrate (trichloroacetaldehyde)

تعتبر هيدرات الكلورال ناتجاً ثانوياً للكلورة في حالة تفاعل الكلور مع حموض الهوميك. وقد عثر عليها في مياه الشرب بتركيزات وصلت إلى 100 ميكروغرام/لتر. وكانت تستخدم على نطاق واسع للبشر مهدأ أو دواءً منوماً بجرعات فموية تصل إلى 14 مغ/كغ من وزن الجسم. والمعلومات المتوافرة حول سمية هيدرات الكلورال محدودة، ولكن لوحظت تأثيراتها على الكبد من خلال دراسات لمدة 90 يوماً أجريت على الفئران. كما تبين أن هيدرات الكلورال مطفرة من خلال دراسات قصيرة الأمد في المختبر، إلا أنها لا ترتبط مع الدنا (الحمض الريبي النووي المنزوع الأكسجين). كما تبين أنها تحدث الفوضى في عزل الصبغي في الانقسام الخلوي.

وقد تم حساب قيمة دلالية بتطبيق عامل ارتباط قدره 10 000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين، و10 لتصر مدة الدراسة، و10 من أجل استخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ) على مستوى للأثر الضائر الأدنى قدره 16 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم للتضخم الكبدي من خلال دراسة لمدة 90 يوماً لمياه الشرب أجريت على الفئران، فأعطت مدخولاً يومياً يمكن تحمله قدره 1.6 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم. وبتخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب، تكون القيمة الدلالية 10 ميكروغرام/لتر (عدد مدور). وقد وصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة نظراً لأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات المتوافرة.

دلائل جودة مياه الشرب

الكلورواستينونات Chloroacetones

يتشكل 1.1 ديكلورو أستيتون نتيجة للتفاعل الحاصل بين الكلور والطلائع العضوية وقد تم الكشف عنه في مياه الشرب المكلورة. والمعطيات السمية الخاصة بهذا المركب محدودة جداً على الرغم من أن الدراسات على الجرعة المفردة تشير إلى أن له تأثيرات على الكبد. والمعطيات المتوفرة في الوقت الحاضر لا تكفي لاقتراح قيم دلالية لهذا المركب أو أي من الكلورواستينونات الأخرى.

الاستيتونتريلات المهلجنة Halogenated acetonitriles

تتشكل الاستيتونتريلات المهلجنة من الطلائع العضوية أثناء كلورة مياه الشرب. وتصل تركيزات الاستيتونتريلات المهلجنة الثنائية في مياه الشرب إلى 40 ميكروغرام/لتر، أما مستويات التريكلوروأستيتونتريل التي أبلغ عنها فهي دون 1 ميكروغرام/لتر. يمكن أيضاً أن تتشكل الاستيتونتريلات المهلجنة في المختبر بعد ابتلاع المياه المكلورة. والاستيتونتريلات المهلجنة سريعة الامتصاص من السبيل المعدي المعوي، كما أنها سريعة الاستقلاب إلى مركبات أحادية الكربون بما في ذلك السيانيد. وفي خلال دراسات مدتها 90 يوماً حرض كل من الديبروموأستيتونتريل والديكلوروأستيتونتريل نقصاً في وزن الجسم، إلا أنه لم يتم استعراض الأعضاء التوعية المستهدفة. كما تبين أن كلا من الديكلوروأستيتونتريل والتريكلوروأستيتونتريل لهما تأثيرات ماسخة عند الجرذان. ولم تتوافر معطيات حول تأثيرات البروموكلوروأستيتونتريل في الدراسات الطويلة الأمد والقصيرة الأمد المتوافرة. ولم يتم استقصاء الكامن السرطن في الاستيتونتريلات المهلجنة في المقاييس الحيوية الطويلة الأمد. ولذلك استنتجت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان أن جميع الاستيتونتريلات المهلجنة الأربعة لا يمكن تصنيفها فيما يتعلق بسرطنتها للإنسان (المجموعة 3). لقد تبين أن الديكلوروأستيتونتريل والبروموكلوروأستيتونتريل مطفران من خلال المقاييس الجرثومية بينما كانت نتائج الديبروموأستيتونتريل والتريكلوروأستيتونتريل سلبية. وكل هذه الاستيتونتريلات المهلجنة الأربعة حرضت تبادل الشق الصبغي الأخوي وقسم طيقتان الدنيا ونواتج إضافية في خلايا الثدييات في المختبر إلا أنها كانت سلبية في اختبار النواة الصغيرة على الفئران.

الديكلوروأستيتونتريل Dichloroacetonitrile

تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله للديكلوروأستيتونتريل يبلغ 15 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل الارتشافات الجنينية والزيادات في وزن الجنين وحجمه وتشوهات الأجهزة القلبية الوعائية والهضمية والبولية التناسلية في النسل. وذلك من خلال دراسة مسحية أجريت على الجرذان، مع إدخال عامل ارتباط قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لوخامة الآثار في حالة الجرعات الأعلى من مستوى التأثير الضار غير الملاحظ). وهذا المستوى للأثر الضار غير الملاحظ يتسق مع المستوى الملحوظ بصدد التأثيرات على وزن الجسم في دراسة لمدة 90 يوماً أجريت على الجرذان. وبتخصيص 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تبلغ القيمة الدلالية 90 ميكروغرام/لتر.

3 - الجوانب الكيميائية

ووصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة نظراً لأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات (أي نقص المقاييس الحيوية الطويلة الأمد حول السمية والمرطنة).

الديبروموأسيتونتريل *Dibromoacetone*

تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله للديبروموأسيتونتريل من مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 23 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل التأثيرات على وزن الجسم مأخوذ من دراسة لمدة 90 يوماً أجريت على الجرذان. مع إدخال عامل ارتباط قدره 1000 (100) للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لتعصر مدة الدراسة). وبتخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تبلغ القيمة الدلالية 100 ميكروغرام/لتر (عدد مدور). ووصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة نظراً لأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات (أي نقص المقاييس الحيوية الطويلة الأمد حول السمية والمرطنة).

البروموكلوروأسيتونتريل *Bromochloroacetone*

لا تكفي المعطيات المتوفرة لتكون قاعدة لاشتقاق قيمة دلالية للبروموكلوروأسيتونتريل.

التريكلوروأسيتونتريل *Trichloroacetone*

تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله للتريكلوروأسيتونتريل يبلغ 0.2 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم بالاستناد إلى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 1 مغ/كغ من وزن الجسم من أجل الزيادات في وزن الجنين وغيوشيته ومن أجل التشوهات القلبية الوعائية والبولية التناسلية في دراسة أجريت على الجرذان مع إدخال عامل شك قدره 5000 (100) للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لوخامة التأثيرات في حالة الجرعات الأعلى من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ؟ من أجل أوجه المحدودية في قاعدة المعطيات أي بدون دراسة لمدة 90 يوماً). وعلى افتراض تخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب يمكن اشتقاق قيمة دلالية مؤقتة قدرها 1 ميكروغرام/لتر (عدد مدور). ووصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة نظراً لأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات (أي نقص الدراسات الطويلة الأمد).

كلوريد السيانوجين *Cyanogen chloride*

يعتبر كلوريد السيانوجين ناتجاً ثانوياً لعملية تشكل الكلورامين. وهو ناتج تفاعل الطلائع العضوية مع حمض تحت الكلوري بوجود شاردة أمونيوم بلغت التركيزات المكتشفة في مياه الشرب المكلورة والمعالجة بالكلورامين 0.4 و1.6 ميكروغرام/لتر. على التوالي. وكلوريد السيانوجين سريع الاستقلاب إلى سيانيد داخل الجسم. وهناك بعض المعطيات حول السمية الفموية لكلوريد السيانوجين. ولذلك تستند القيمة الدلالية إلى السيانيد. وقد اقترحت قيمة دلالية قدرها 70 ميكروغرام/لتر للسيانيد كإجمالي للمركبات السيانوجينية (انظر الصفحات 46 و47).

الكلوروبيكريين *Chloropicrin*

يتشكل الكلوروبيكريين أو نيتروميثان ثلاثي الكلور من جراء تفاعل الكلور مع حموض الهوميك والحموض الأمينية والنيتروفينولات ويزداد تشكله بوجود النترات. وتشير المعطيات المحدودة من الولايات المتحدة إلى أن تركيزاته في مياه الشرب تقل عادة عن 5 ميكروغرام/لتر.

دلائل جودة مياه الشرب

وقد أبلغ عن انخفاض معدل البقيا وأوزان جسم نتيجة للتعرض الغموي الطويل في حيوانات التجارب وتبين أن الكلورويكرين مظهر من خلال الاختبارات الجرثومية والمقاييس في المختبر وفي المفاويات ونظرا لارتفاع معدل الوفيات في المقاييس الحيوية الخاصة بالتسطن ومحدودية عدد النقاط النهائية المدروسة من خلال دراسة على السمية لمدة 78 أسبوع. اعتبرت المعطيات غير كافية لإثبات قيمة دلالية للكلورويكرين

7.3 الرصد

يتطلب التنفيذ العملي لمعايير جودة مياه الشرب أو دلائلها جمع وتحليل العينات. وكثنا العمليتين تطرح بعض المشاكل التي إن لم تعالج أفقدت نتائج المراقبة موثوقيتها وفُضت على فائدة الدلائل. وتوضح هذه الفقرة الصعوبات الرئيسية المرتبطة بذلك كما تحدد الأساليب اللازمة للتعامل معها. وحين يُفترض في برامج جمع العينات وتحليلها أن توفر المعلومات الصحيحة حول مياه الشرب، يصبح من الضروري تحديد أغراضها بوصوح وبما لا يدع مجالاً للالتباس. ولذلك سيكون من الضروري، بالمقابل، تحديد دلائل جودة المياه تحديداً دقيقاً قدر المستطاع. كما يتم تحديد المواد ذات الأهمية والصيغ العددية للقيم الدلالية بالأهمية الخاصة.

ويمكن لكثير من المواد أن توجد في مياه الشرب وضمن مجموعات شتى من الأشكال أو الأنواع الكيميائية الفيزيائية والتي تختلف خصائص كل منها عن الأخرى اختلافاً محوفاً. ولا بد من اختيار الطرق التحليلية بعناية لكي يكون من الممكن تحديد كافة الأنواع ذات الأهمية واستبعاد الأشكال التي لا أهمية لها. ولذلك فلا بد من تحديد كل المواد التي تم تحديد نوعيتها في دلائل جودة المياه بما لا يدع مجالاً للالتباس؛ ولهذا الغرض يجب أن نفترض أن القيم الموصى بها في هذه الدلائل إنما هي لإجمالي التركيزات أي لجميع أشكال المواد الموجودة.

3-7-1 تصميم برنامج أخذ العينات

لكي ينسنى تقييم جودة المياه الصالحة للشرب التي يتم إمداد المستهلكين بها، يتطلب الأمر في العادة توافر معلومات حول فترة مفترضة (يمكن أن تتغير خلالها الجودة) ويجب تصميم برنامج أخذ العينات بحيث يغطي كلاً من التغيرات العشوائية والنظامية في جودة المياه. وليضمن أن العينات المجموعة ممثلة لجودة المياه في كل مكان من شبكة التوزيع بأسرها. ويجب أن يكون تواتر أخذ العينات عالياً بما يكفي ليتمكن البرنامج من توفير المعلومات واضحة الدلالة مع المثابرة في نفس الوقت على أخذ العينات ومتابعة الجهد التحليلي. ويمكن خفض تواتر أخذ العينات في حال وجود بيئة على عدم وجود مواد خصوصية مطلقاً، أو في حالة الحصول على إمدادات المياه من المصادر ذات تعرض محدود للمخلفات الصناعية والمنزلية والزراعية.

وسوف يتوقف أنموذج ومقدار التغيرات المكانية والزمانية في تركيز المقومات الموجودة في المياه على كل من مصادرها وسلوكها في نظم التوزيع والخدمة ويمكن تصنيف المواد في نموذجين رئيسيين.

3 - الجوانب الكيميائية

النموذج 1 - المواد التي يرجح أن يتغير تركيزها خلال التوزيع. على أن تركيز هذه المواد في شبكة التوزيع إنما يتحكم فيه إلى حد بعيد ذلك التركيز الموجود في المياه الداخلة في نظام الإمداد، ولا يطرأ على هذه المواد أي تفاعل داخل نظام التوزيع. ومن الأمثلة على أمثال هذه المواد الأرسنيك والكلوريد والفلوريد والعسرة ومبيدات الموم والصوديوم وإجمالي الجوامد الذاتية

- النموذج 2 -** المواد التي يمكن أن يتغير تركيزها خلال التوزيع وتتضمن هذه ما يلي:
- المواد التي يتوقف تركيزها خلال التوزيع بصورة رئيسية على تركيزها في المياه الداخلة في نظام الإمداد، ويمكنها مع ذلك أن تشارك في التفاعلات (التي تغير التركيب) داخل نظام التوزيع. ومن الأمثلة على ذلك الألومنيوم والكلوروفورم والحديد والمنغنيز وأيون الهيدروجين (البياء).
 - المواد التي يقدم لها نظام التوزيع المصدر الرئيسي مثل البنزوات، بيرين والنحاس والرصاص والزنك.

ولا ينطبق هذا التصنيف إلا على إمدادات المياه داخل الأنابيب أما في جميع الأنواع الأخرى من الإمدادات فمن المفترض أن ينظر إلى مقومات المياه على أنها مماثلة للمواد الموجودة في النموذج 1. ويمكن أن تنتمي نفس المادة لثلاث مختلفة في نظم التوزيع المختلفة.

تواتر التقييم

يعتبر تواتر أخذ العينات وتقييمها جوهرياً بالنسبة للمقومات الميكروبيولوجية، إلا أن الحاجة إلى أخذ العينات وتحليلها بهدف التحكم في المركبات العضوية واللاعضوية ذات الصلة بالصحة والموجودة في مياه الشرب ستكون أقل تواتراً. ينبغي إجراء تقييم شامل بمجرد دخول أي مصدر جديد من مصادر المياه في الخدمة وبمجرد حدوث أي تغيير رئيسي في عمليات المعالجة، وبلي ذلك وجوب تحليل العينات دورياً ويتخذ التواتر بالظروف المحلية. فضلاً عن ذلك، تعتبر المعلومات المحلية حول التغيرات في مستجمعات مياه الأمطار (وخصوصاً الأنشطة الصناعية والزراعية) على قدر من الأهمية ويمكن استخدامها للتنبؤ بمشكلات التلوث المحتملة وبالتالي الحاجة إلى مراقبة أكثر تواتراً لمركبات نوعية. ولا يمكن تعميم موضوع تواتر تقييم مياه الشرب بهدف تقييم الخصائص المتعلقة بالطعم والرائحة. فبعض المركبات مثل الصوديوم أو الكلور تكون موجودة في مياه الشرب عند المصدر، وبعضها الآخر يُضاف أثناء عمليات معالجة المياه. ويمكن لخصائص ومقومات أخرى مثل الطعم والحديد والزنك ... الخ أن تتباين تبايناً كبيراً نتيجة لاعتبارات أخرى أو تتباين فيما يتعلق بأنموذج نظام التوزيع وانتشار مشاكل الإثتكال. ومن الواضح أنه للتقييم أن يكون كثير التواتر بالنسبة لبعض المقومات والخصائص، على حين يعد التحديد الأقل تواتراً كافياً حين لا يظهر على المستويات إلا القليل من التغير.

مواقع أخذ العينات

يجب اختيار المواقع الدقيقة لأخذ العينات بعناية وذلك لتأمين عينات ممثلة لكامل الشبكة أو كامل نطاق المشكلة الخصوصية. ولا يمكن إعطاء توصيات دقيقة حول اختيار الموقع

دلائل جودة مياه الشرب

الصحيح نظراً للتعقيدات المتصلة بذلك، وأحسن ما يكون الاختيار لمواقع أخذ العينات باستعمال المعرفة المحلية فيما يتعلق بالمشاكل النوعية ومصدر المياه ونظام التوزيع.

بالنسبة لمواد النموذج 1، يكفي بوجه عام أخذ عينات من المياه الداخلة في نظام الإمداد فحسب. وعندما يوجد مصدران أو أكثر من مصادر المياه التي تحتوي على تركيزات مختلفة من مواد النموذج 1 وتقوم بتغذية نفس شبكة التوزيع، عندها قد يقتضي الأمر إجراء المزيد من أخذ العينات داخل نظام التوزيع.

وتركيزات مواد النموذج 2 عرضة للتغير بين نقاط الإمداد وحنفيات المستهلكين. يمكن أن يحدث العديد من العمليات المترابطة فيما بينها (ومنها على سبيل المثال انتشار الأنابيب وترسب الجوامد والتفاعلات بين المواد الموجودة في المياه)، والتي تستدعي جمع عينات من صانابير المستهلكين. ولا يمكن اختيار الصانابير بموجب قاعدة عامة بل يجب أن يتم ذلك بالاعتماد على دراسة الظروف الخاص المتعلقة بها. ويمكن على أية حال، التمييز بين استراتيجيتين متباعدتين لأخذ العينات: (1) اختيار الصانابير على أساس عشوائي بصورة كاملة، (2) اختيار الصانابير بأسلوب منهجي على أساس معرفة العوامل التي تؤثر على المواد ذات الأهمية.

وسوف تحدد طبيعة التغيرات المكانية في الجودة ومقدارها وأهداف المراقبة ماهية الأسلوب الأكثر ملاءمة من بين هذه الأساليب (أو توليفة الأساليب) الملائمة. ويتخلل أخذ العينات العشوائية في العادة عندما تكون التغيرات المكانية في الجودة عشوائية بصورة كاملة، ولكنها يمكن أن تكون مثالية في حالة وجود فروق نظامية في الجودة بين الأجزاء المختلفة من نظام التوزيع. فبالنسبة للرصاص، على سبيل المثال، قد لا يكون أخذ العينات العشوائي مناسباً في نظام توزيع لا يوجد فيه سوى 1% من أنابيب الخدمة والتمديدات المنزلية المصنوعة من الرصاص. ومن ناحية أخرى، قد يكون التمويل الكامل على أخذ عينات منهجية غير ملائم. وإذا تقرر اعتماد أخذ العينات العشوائي، فسيكون من المهم اختيار نقاط العينات على أساس عشوائي حقاً مع الحرص على عدم أخذ عينات من مواقع معينة بانتظام بسبب سهولة الوصول إليها.

أوقات أخذ العينات

سوف تتغير جودة المياه الخام، وكفاءة عمليات المعالجة وتأثيرات نظام التوزيع على جودة مياه الشرب كلها مع الزمن.

فبالنسبة لمواد النموذج 1، يوفر تحليل المياه الداخلة في نظام الإمداد في العادة أساساً ملائماً للمراقبة. ولذلك تتمثل العوامل الرئيسية التي تحدد مواعيد وتواتر أخذ العينات تركيزات المادة ذات الأهمية وتغيرها ومدى التأثير الحاصل من جراء المعالجة، إن وجد.

أما تركيزات مواد النموذج 2 فتتأثر بالكثير من العمليات ولذلك تجنح إلى إظهار تغيرات معقدة وغريبة الأطوار مع الزمن. وتتطلب كل حالة (من حيث المادة ونظام التوزيع والحاجة إلى المعلومات) معاملة مستقلة. وسوف تؤثر أهداف المراقبة تأثيراً كبيراً على عملية اختيار أوقات أخذ العينات.

وإذا كانت التغيرات الزمنية عشوائية بصورة كاملة، كان موعد أخذ العينات غير ذي أهمية. ويمكن من حيث المبدأ إجراء تقدير إحصائي لعدد العينات الواجب أخذها من صنوبر

3- الجوانب الكيميائية

معين على مدى فترة مفترضة في مثل هذه الحالات، ولكن المشكلات تظهر بمجرد ظهور التغييرات النظامية.

وعندما تكون هناك تغييرات سريعة في جودة المياه، يمكن للمدى الزمني الفعلي التي يتم خلاله جمع العينة أن يؤثر تأثيراً معتداً على النتائج التحليلية. كما يمكن للعينة المركبة المجموعة على مدى فترة من الوقت أن تعطي قيمة وسطية محسوبة بالزمن، بينما تعطي العينة المفردة قيمة تتوقف إلى حد بعيد على تغييرات دورية وعشوائية. يمكن أن تكون أدوات المراقبة المستمرة ذات فائدة إلا أنها لا تتوفر بوجه عام لكافة التغييرات ذات الأهمية.

ينبغي اختيار مواقع أخذ العينات ومواعيدها معاً إذ توجد حدود لمقدار أخذ العينات والتحليل اللذين يمكن تنفيذهما وهناك استراتيجيتان على طرفي نقيض: (1) أخذ عينات من الكثير من الحنفيات في مناسبة واحدة فقط أو في قليل من النسبات لكل واحدة منها. و(2) أخذ عينات من حنفيات أقل عدداً، ولكن بتواتر أكثر. ويجب أن نلاحظ أن الإفراط في تواتر أخذ العينات سيفضي إلى معضيات لا ضرورة لها وبالتالي سيزيد في التكاليف زيادة كبيرة.

ومن الواضح أن الجسامة النسبية للتغييرات المكانية والزمنية ستكون عاملاً هاماً في اختيار الاستراتيجية. وعندما تكون التغييرات المكانية هي الغالبة، يجب توجيه الجهود بوجه عام نحو الاستراتيجية (1) أكثر من توجيهها إلى الاستراتيجية (2) والعكس بالعكس.

المراقبة لضمان الالتزام

إذا نظرنا إلى الحدود المرسومة في التشريع الوطني لمواد النموذج 2 على أنها تركيزات لا يجوز تجاوزها في أي وقت أو مكان، عندها يغدو تصميم برنامج أخذ العينات فائق الصعوبة. أما في حالة مواد النموذج 1 التي ربما كانت مراقبتها في موقع أو في عدد قليل من المواقع أمراً ضرورياً، تقل الصعوبات، ومع ذلك تظل تنشأ بعض المشكلات.

وإذا كانت المراقبة المستمرة متعذرة، عندها ينبغي أخذ عدد من العينات للتحليل كل على حدة وتستنجز جودة الإمداد في الأوقات الأخرى إحصائياً من خلال النتائج. ومن الصعب على كل حال، تقدير القيم القصوى بالاستناد إلى أمثال هذه المعطيات (وخاصة لأن ضبيعة التوزيع الإحصائي لتركيزات العينة لن يكون معروفاً في كثير من الأحيان). كما سنطوي الحدود القصوى المقدرة على أشكال كبيرة نسبياً من عدم اليقين. وفي مثل هذه الظروف، يتطلب الأمر وجود معايير بديلة للحكم على مدى الالتزام. وعلى سبيل المثال، يمكن تحديد معيار الالتزام كالتالي: "لكي لا تتجاوز النسبة المئوية من جميع العينات المحتملة (أي %x من عدد السكان الإحصائي) الحد". وبما أنه لن يتوفر سوى عدد محدود من النتائج، فلا بد من التسليم بوجود أشكال من عدم اليقين عند تقدير مثل هذه النسبة المئوية. ولا بد من خفض احتمالات خطر التوصل إلى نتائج غير صحيحة، إلى مستويات مقبولة، باختيار رقم مناسب للعينات وحدود مناسبة للخطأ في التحليل. ويمكن بالطبع استخدام معايير أخرى ومنها - مثلاً، تلك المعايير المبنية على التركيز المتوسط للمادة.

وبالإضافة إلى الأسلوب الإحصائي للحكم على مدى الالتزام، يجب الانتباه إلى اختيار أوقات أخذ العينات (والمواقع، في حالة مواد النموذج 2) فيما يتعلق بسلوكية مادة معينة في نظام التوزيع. وعلى سبيل المثال، تتوفر في حالة الرصاص إمكانية لأنواع شتى من نماذج

دلائل جودة مياه الشرب

العينات مثل عينات القطفة الأولى (أي العينات المأخوذة بعد الركود الليلي)، والعينات النهارية العشوائية والعينات الشجبة ... إلخ. أما عينات القطفة الأولى فستحتوي على أعلى تركيزات للرصاص ولكنها ستكون أقل العينات سهولة في الجمع، وأما العينات الشجبة، فإنها تعطي القيم الأكثر اتساقاً ولكنها تعكس الحد الأدنى من تعرض الماء للرصاص. وأما العينات العشوائية النهارية، فتعطي أكثر المستويات تغيراً على الرغم من أنها تعكس بأكبر قدر من مطابقة الواقع حقيقة المياه التي يشربها المستهلك، وعليه فمن الضروري جمع عينات أكثر لتحديد المستوى المتوسط للتعرض. ويمكن أن تنطبق افتراضات مشابهة لتلك الافتراضات الآتية الذكر على المواد الأخرى من النموذج 2، على الرغم من أن التغيرات المكانية والزمنية قد تتخذ أنماطاً مختلفة.

وأخيراً، لا بد من الانتباه عند النظر في معايير للحكم على مدى الالتزام بحد من الحدود إلى المجال والوقت اللذين سيجري فيهما تقييم الالتزام. وعلى وجه العموم يجب أن يستند المجال إلى كل نظام من نظم توريد المياه على حدة على الرغم من أن تقسيم نظم الإمداد بالمياه إلى أقسام فرعية قد يكون مفيداً إذا اختلفت مواد التوزيع اختلافاً ملحوظاً في أجزاء مختلفة من النظام. وقد يستحسن في بعض الظروف زيادة عدد العينات المجموعة بنسبة حجم الجماهير الخدومة وذلك لتجنب احتمالات خطر التوصل إلى نتائج خاطئة فيما يتعلق بالالتزام.

3-7-2 جمع العينات

يفترض في العينات أن تحقق الشرطين التاليين: (1) أن تكون المياه الداخلة إلى العينة بمثابة عينة تمثيلية. (2) أن لا يتغير تركيز المادة التي يجري تحديدها خلال الفترة الواقعة بين أخذ العينة والتحليل.

حفظيات المستهلكين

قد يتأثر تركيز المادة ذات الأهمية عند جمع كل أو جزء من المياه المتدفقة من الصنابير بعاملين رئيسيين هما: معدل التدفق من الحنفية والحجم المأخوذ. ولا تتأثر مواد النموذج 1 بهذه العوامل؛ في العادة، أما بالنسبة لمواد النموذج 2 فهناك مشكلتان أساسيتان:

- إذا تم استخدام نفس معدل التدفق الذي يستخدم عادة من قبل المستهلك في أخذ العينات، فمن الممكن أن تكون هناك صعوبات في مقارنة مستويات الجودة التي تجري ملاحظتها عند صنابير مختلفة أخذت منها عينات بمعدلات تدفق مختلفة. ومن ناحية أخرى، إذا تم استخدام معدل تدفق موحد للحد من هذه المشكلة، فقد لا تعكس مستويات الجودة التي تجري ملاحظتها جودة المياه على الصورة التي يستخدمها المستهلك.
- إذا أخذت العينات في أوقات التغير السريع أو النظامي في جودة المياه، يمكن لحجم العينة التي تم الحصول عليها أن يؤثر على مستويات الجودة التي تجري ملاحظتها. وفي مثل هذه الحالة يجب أن يكون هناك حل عملي لتحديد نوعية الحجم الخصوصي للعينة المطلوب جمعها.

ثبات العينات

قد تتبدل تركيزات المواد المطلوب تحديدها في العينة في الفترة الفاصلة بين أخذ العينة والتحليل نتيجة لما يلي (1) التلوث الخارجي أثناء جمع العينة، (2) التلوث من وعاء العينة، أو (3) العمليات الكيميائية والفيزيائية والبيولوجية في العينة. يمكن أن تحدث أخطاء خطيرة ما لم تتخذ الاحتياطات المناسبة، وعلى وجه العموم، تم تصميم طرق تحليل معيارية أو طرق تحليل يوصى بها بهدف تجنب التلوث من وعاء العينة وخفض تغييرات التركيز إلى أدنى حد ممكن خلال التخزين. وبغلاً عن ذلك، سوف تتوقف طريقة حفظ العينة في كثير من الأحيان على طريقة التحليل المستخدمة. ومع ذلك ينبغي تنفيذ الاختبارات للتأكد من أن تركيز المادة التي يجري تحديدها لا يتبدل تبداً غير مقبول خلال الفترة الواقعة بين جمع العينة وتحليلها.

3 - 7 - 3 التحليل

عندما يتم تحليل عينة ممثلة من المياه من أجل مادة ذات أهمية، وسوف تتوقف مضبوطية النتيجة توفقاً كاملاً على ماهية الأخطاء التي قد تظهر خلال التحليل. وقد أظهرت دراسات المخابر الدولية حدوث أخطاء خطيرة في التحليل في مختبرات معينة، تصل نسبتها أحياناً إلى بضع مئات بالمئة. وعلى وجه العموم، فإن مثل هذا الخطأ التحليلي يبلغ ذروته في المواد الموجودة بتركيزات منخفضة. ويجب أن تكون مراقبة الجودة جزءاً أساسياً من أي برنامج لجمع العينات والتحليل، وخصوصاً عندما يكسبون من المفروض مقارنة نتائج العمل بمعايير رقمية أو دلائل. وتتوافر في العادة الإجراءات التحليلية المناسبة لبلوغ معايير المطلوبة من المضبوطية، والمشكلة العملية هي ضمان تطبيقها الصحيح. ولا توجد في بعض البلدان مشاكل تتعلق بتوفر المعدات الضرورية. ولكي يتم تجنب مثل هذه المشكلات سيكون من المهم اتخاذ قرار بحد الحد الأقصى لإجمالي الخطأ الممكن احتماله لكل مادة على أساس المعلومات المطلوبة من المراقبة (أو الاستعراف)، واستخدام طرائق تحليلية مناسبة وعلى الوجه الصحيح بحيث يتم بلوغ الدقة المطلوبة. وسيتم في الفقرات التالية النظر في جوانب عامة مختلفة مرتبطة بهاتين النقطتين

تحديد المضبوطية المطلوبة

تتوقف المضبوطية المطلوبة في أي إجراء تحليلي، من حيث المبدأ، على أغراض برنامج جمع العينات والتحليل التي سوف تختلف باختلاف الظروف. ولذلك، لا يمكن وضع تعريف يمكن تطبيقه على نطاق عام للدقة المطلوبة. وسيظل الاهتمام هنا مقصوراً على النظر في أربعة نقاط ذات أهمية خاصة.

- يجب تعريف المضبوطية المطلوبة بأسلوب واضح وكمي. بحيث تتوافر معايير لا لبس فيها من أجل اختيار الطرائق التحليلية المناسبة. وفي حالة غياب مثل هذه المعايير يمكن أن تتحكم في الأسلوب الخبيري في اختيار الطرائق عوامل أخرى (مثل السرعة والكلفة) على حساب المضبوطية.
- ونظراً لما ينطوي عليه الهدف الخاص بالمضبوطية في أي تحليل من التحاليل، من الشدد سيزداد الوقت والجهد المطلوبين (والكلفة بناءً عليهما) - وسيكون ذلك غالباً

دلائل جودة مياه الشرب

على نحو لا يتناسب مع تحسُّن الدقة. ويفترض في الممارسة المتواترة الباهظة التكاليف على أساس مجرد الاعتبارات التحليلية والإحصائية فقط من دون النظر في الدلالة الحقيقية لخطأ مفترض. وبالنسبة لبعض المواد عندما تكون ذات تركيزات منخفضة، فإن الخطأ البالغ مقداره $\pm 50\%$ قد لا ينطوي على اعتداد بالنسبة للصحة. ولذلك يجب تجنب وضع أهداف متشددة لا أهمية لها

- يمكن لكثير من المواد التي تناولتها هذه الدلائل أن توجد في مستويات تركيز منخفضة جداً، ولذلك سيكون من الراجح في كثير من الأحيان أن تكون حدود الكشف هو المعيار المفرد الأكثر أهمية في اختيار طريقة التحليل. فعن الضروري إذن استعراف أصغر التركيزات ذات الأهمية. وسوف ينظر إلى هذا التركيز، على وجه العموم، على أنه الحد المطلوب للكشف. ولذلك يمكن أن يكون من المفيد تثبيت حد الكشف المطلوب عند 20% من القيمة الدلالية الموصى بها.
- لا بد من النظر الدقيق في أسلوب التعبير عن المضبوطية المستهدفة. ويجب التعبير عن المضبوطية المستهدفة بالخطأ الإجمالي الأقصى الممكن تحمله مع تحديد لستوى الوثوقية

اختيار الطرائق التحليلية المناسبة

صدرت مجموعات متنوعة من الطرائق "المعيارية" أو "الموصى بها" لتحليل المياه من قبل عدد من الوكالات الوطنية والدولية. ويعتقد غالباً أنه يمكن تحقيق المضبوطية التحليلية المناسبة من دون مشاكل على أن تستخدم جميع المخابر نفس الطريقة المعيارية. وتدل الخبرة على أن الحال ليس كذلك، حيث يمكن لمجموعة مختلفة من العوامل خارج الكائن أن تؤثر على مضبوطية النتائج. ومن الأمثلة على ذلك نقاوة الكاشف ونموذج الجهاز وإنجازه ودرجة تعديل الطريقة في مختبر معين وكذلك مهارة القائم على التحليل ودرجة عنايته. ومن الراجح أن تتباين هذه العوامل بين كل من المخابر والوقت الإضافي في كل مختبر من المختبرات. وبغضاً عن ذلك، تتوقف المضبوطية التي يمكن تحقيقها بطريقة خاصة على طبيعة وتركيب العينة. وليس من الضروري استخدام طرائق معيارية إلا في حالة التغيرات "اللاتنوعية" كالطعم والرائحة واللون والعكر. وفي هذه الحالات، يتم تحديد النتيجة من خلال الأسلوب المستخدم. ومن الضروري أن تستخدم جميع المختبرات طرائق متماثلة إذا اقتضى الأمر إذا كان يراد الحصول على نتائج قابلة للمقارنة.

هناك عدد من الاعتبارات الهامة في اختيار الطرق التحليلية:

- الاعتبار الغالب هو أن الطريقة المختارة يمكن أن تؤدي إلى المضبوطية المطلوبة. أما العوامل الأخرى، مثل السرعة والملاءمة، فلا ينبغي أن يُنظر فيها إلا عند اختيار الطرق التي تحقق هذا المعيار الأولي.
- هناك عدد من إجراءات قياس الأخطاء التي تتعرض لها الطرائق والتبليغ عنها. وهي إجراءات تختلف اختلافاً ملحوظاً مما يُعتقد فعالية اختيار الطرائق ويلحق الضرر بها مع إمكانية تجنبه، وقد قُدمت اقتراحات لتبني أمثال هذه الإجراءات. ومن المستحسن نشر تفاصيل جميع الطرائق التحليلية معاً بالإضافة إلى خصائص الإنجاز التي يمكن شرحها على نحو لا لبس فيه.

3- الجوانب الكيميائية

- إذا مسّت الحاجة إلى مقارنة نتائج تحليلية من أحد المختبرات بنتائج من مختبرات أخرى و/أو بمقياس عددي فسيكون من الأفضل بوضوح بالنسبة لها أن لا يكون هناك خطأ منهجي ملازم. وهذا غير ممكن في مجال الممارسة، ولكن ينبغي على كل مخبر أن يختار الطرائق التي تم تقييم أخطائها المنهجية بدقة وثبت أنها من الضالة بحيث يمكن قبولها.

مراقبة الجودة التحليلية

مهما كانت الطريقة المختارة فلا بد من تنفيذ إجراءات مراقبة الجودة التحليلية لضمان أن تكون النتائج التي تسفر عنها ذات مضبوطية كافية. ونظراً لاتساع مجال المواد والطرائق والمعدات ومتطلبات المضبوطية التي يرجح أن يكون لها دور في مراقبة مياه الشرب فسوف يمس هذا الكثير من الجوانب العملية التفصيلية الخاصة بمراقبة الجودة التحليلية. وتقع هذه خارج نطاق هذا الكتاب الذي لا يمكنه إلا أن يعطي مجرد فكرة عن الأسلوب المعني بذلك. ولا بد قبل تحليل العينات بالطريقة المختارة من إجراء اختبارات تمهيدية من قبل كل مختبر على حدة لتقديم تقديرات لدقتها (الخطأ العشوائي في النتائج). ويمكن أن يبدأ التحليل الروتيني للعينات (مع اقترانه باختبارات نظامية للدقة) عندما تكون نتائج الإختبارات الأولية ذات أخطاء من الضالة بحيث يمكن قبولها وهذه الاختبارات الأولية تستطيع، بل يجب، أن تتحقق من مصادر معينة للأخطاء المنهجية ولكن هذا يعتبر عادة بالغ الصعوبة بالنسبة للمختبر الروتيني. وهذا يؤكد الحاجة إلى الاختبار السليم للطرائق كما يؤكد أيضاً الحاجة إلى شكل آخر من أشكال مراقبة الجودة التحليلية ألا وهو الاختبار بين المختبرات. ويعد مثل هذا الاختبار في العادة أفضل أسلوب مفرد لكشف عن الخطأ المنهجي ولكن لا يجوز تنفيذه إلا بعد الإنجاز المرضي لاختبارات الدقة التمهيدية. وقد تنجم بعض الصعوبات عند تنفيذ برنامج مراقبة الجودة التحليلية إذا كان على المختبر التنسيق التعامل مع عدد كبير من المختبرات الأخرى أو إذا كانت المختبرات شديدة التباعد فيما بينها. يمكن للترتيب الهرمي للمختبرات التنسيقية والمشاركة أن تمكن من التغلب على أي من هذه العقبات.

4. الجوانب الإشعاعية

1.4 المقدمة

لقد استندت المستويات الدلالية الموصى بها من أجل النشاط الإشعاعي في مياه الشرب في الطبعة الأولى من "دلائل جودة مياه الشرب" الصادرة عام 1984 إلى المعطيات المتوافرة آنذاك حول احتمالات خطر التعرض لمصادر الإشعاع. ومنذ ذلك الوقت، أخذت تتوافر معنومات إضافية حول العواقب الصحية الناجمة عن التعرض للإشعاع، وتمت مراجعة تقديرات المخاطر والتوصيات الصادرة عن الهيئة الدولية للحماية من الإشعاع (ICRP). وتم أخذ هذه المعلومات الجديدة بعين الاعتبار عند إعداد التوصيات الواردة في هذا الفصل. والغاية من هذه التوصيات الخاصة بالمواد المشعة في مياه الشرب هو توجيه السلطات المختصة في مجال تحديد ما إذا كانت المياه ذات جودة مناسبة وصالحة للاستهلاك البشري.

4 - 1 - 1 التعرض للإشعاع البيئي

ينشأ الإشعاع البيئي عن عدد من المصادر التي توجد بصورة طبيعية أو يصنعها الإنسان. وقد قدرت اللجنة العلمية الخاصة بتأثيرات الإشعاع الذري، التابعة لهيئة الأمم المتحدة (UNSCEAR)، أن التعرض لمصادر الإشعاع الطبيعية يسهم بأكثر من 98% من الجرعة الإشعاعية التي يتعرض لها السكان (مع استبعاد التعرض الطبي). ولا يوجد إلا إسهام بالغ الضآلة من جهة إنتاج الطاقة النووية والأسلحة النووية. ويبلغ المعدل العالمي للتعرض البشري له من المصادر الطبيعية 2.4 mSv/سنة. وهناك تغييرات محلية كبيرة تطرأ على هذا التعرض وهي تتوقف على عدد من العوامل، مثل الارتفاع عن مستوى سطح البحر، ومقدار ونوع النوكليدات المشعة الموجودة في التربة، والمقدار الداخل إلى الجسم عن طريق الهواء والغذاء والمياه. ويعتبر إسهام مياه الشرب في التعرض ضئيلاً جداً وينجم إلى حد بعيد عن ظهور نوكليدات مشعة بصورة طبيعية في سلسلة بلي اليورانيوم والثوريوم ويمكن أن تزداد مستويات النوكليدات المشعة الطبيعية في مياه الشرب نتيجة لعند من الأنشطة البشرية. كما يمكن أن تدخل النوكليدات المشعة إمدادات مياه الشرب من دورة الوقود الذري ومن الاستخدامات الطبية، والاستخدامات الأخرى للمواد المشعة. وتبقى إسهامات أمثال هذه المصادر في العادة محدودة بسبب المراقبة التنظيمية للمصدر أو الممارسة، ومن خلال هذه الآلية التنظيمية ينبغي اتخاذ الإجراء العلاجي في حالة كون مثل هذه المصادر مثيراً للقلق بتلويثها لمياه الشرب.

4 - 1 - 2 العواقب الصحية المحتملة للتعرض للإشعاع

يمكن للتعرض للإشعاع المؤين سواء أكان طبيعياً أو من صنع الإنسان، أن يتسبب في نوعين من الآثار الصحية. ويطلق على التأثيرات التي تتناسب شدة ضررها الناجم مع الجرعة.

4- الجوانب الإشعاعية

والتي توجد لها عتبة لا يحدث التأثير في حالة كون الجرعة دونها، اسم التأثيرات "التحديدية". وفي الظروف الطبيعية، تكون الجرعة التي تم تلقيها من إشعاع طبيعي وتعرضات روتينية ناجمة عن ممارسات خاضعة لأنظمة معينة دون مستويات العتبة إلى حد بعيد، وبالتالي لا تعد التأثيرات التحديدية وثيقة الصلة بهذه التوصيات.

وتعرف التأثيرات التي تتناسب فيها احتمالية الحدوث مع الجرعة باسم "الآثار العشوائية المحتملة". ومن المفترض أن لا يكون هناك عتبة لا تحدث التأثيرات دونها أما التأثير العشوائي المحتمل الرئيسي الباعث للقلق فهو السرطان.

ولما كانت الأنواع المختلفة من الإشعاعات تتميز بفعالية بيولوجية مختلفة ولما كانت الأعضاء والأنسجة المختلفة في الجسم تتميز بحساسيات مختلفة للإشعاع، فقد قدمت الهيئة الدولية للحماية من الإشعاعات (ICRP) عوامل قياس للإشعاع والأنسجة لتأمين مقياس لتأثير معادل. ويعطي مجموع الجرعة الموزونة مضاعفة والتي تلقتها جميع الأنسجة والأعضاء في الجسم، مقياساً إجمالي الأذى ويشار إليه باسم الجرعة الفعالة. وبالإضافة إلى ذلك، يمكن للنوكليدات المشعة التي يتم إدخالها إلى الجسم أن تستديم، وفي بعض الحالات، يمكن أن يمتد التعرض إلى كثير من الشهور أو السنوات. وتعد الجرعة الفعالة الداخلة مقياساً لإجمالي الجرعة الفعالة التي يتم التعرض لها على مدى العمر نتيجة مدخول من النوكليدات المشعة. وهذا المقياس للتعرض هو الذي يمت بصلة إلى المناقشة الحالية، أما فيما يلي فيشير مصطلح "جرعة" إلى الجرعة الفعالة الداخلة التي يُعبر عنها بالسيفرت (وحدة الإشعاع المتص في النظام الدولي) Sieverts (Sv). ويتعشل احتمال خطر النتائج الصحية الضائرة الناجمة عن التعرض للإشعاع في دالة للجرعة الإجمالية التي تم تلقيها من جميع المصادر. وقد تم وضع تقدير منقح لاحتمال الخطر (أي توقع رياضي) للسرطان المبني على مدى العمر لعامة السكان من قبل الهيئة الدولية للحماية من الإشعاع وهو 5×10^{-4} في السيفرت (وهذا لا يتضمن احتمال الخطر الإضافي الضئيل على الصحة من السرطانات غير الميئة أو من التأثيرات الوراثية).

4-1-3 توصيات

- يبلغ المستوى المرجعي الموصى به للجرعة الفعالة الداخلة 0.1 mSv من استهلاك سنة واحدة من مياه الشرب. يمثل هذا المستوى المرجعي للجرعة أقل من 5% من الجرعة الفعالة الوسطية التي يمكن أن تعزي سنوياً لإشعاع الخلفية الطبيعي.
- تعد مياه الشرب تحت هذا المستوى المرجعي للجرعة مقبولة بالنسبة للاستهلاك البشري، ويعد أي إجراء يهدف إلى خفض النشاط الإشعاعي غير ضروري.
- تبلغ تركيزات النشاط الدالية الموصى بها للأغراض العملية 0.1 بيكيرييل/لتر لإجمالي نشاط ألفا و 1 بيكيرييل/لتر لإجمالي نشاط بيتا.

وتنطبق التوصيات على الشروط التشغيلية الروتينية لإمدادات المياه الحالية أو الجديدة. ولا تنطبق على إمدادات مياه ملوثة خلال حالات الطوارئ التي يحدث فيها إصدار نوكليدات مشعة في البيئة. إن الدلائل التي تغطي حالات الطوارئ موجودة في موضع آخر (انظر ثبت المراجع)

دلائل جودة مياه الشرب

كما أن التوصيات لا تفرق بين النوكليدات المشعة الطبيعية والنوكليدات التي هي من صنع الإنسان.

2.4 تطبيق المستوى المرجعي للجرعة

لا بد، من أجل الأغراض العملية، أن يتم التعبير عن المستوى المرجعي بأنه تركيز نشاط النوكليدات الموجودة في مياه الشرب ولا تتوقف جرعة النشاط الإشعاعي الواردة للإنسان عن طريق مياه الشرب على المدخول منه فحسب بل تتوقف أيضاً على اعتبارات استقلابية وعلى اعتبارات تتعلق بقياس الجرعات. وتفترض تركيزات النشاط الدلالية مدخولاً من إجمالي المادة المشعة من استهلاك 2 لتر من المياه في اليوم لمدة سنة ويتم حسابها بالاستناد إلى الاستقلاب عند أحد البالغين ولا يتطلب تأثير العمر على الاستقلاب ولا الاختلافات في استهلاك مياه الشرب أي تعديل على تركيزات النشاط الدلالية، المبنية على أساس التعرض على مدى العمر والتي تؤمن هامشاً مناسباً للسلامة. وقد جرى تضمين الاعتبارات الاستقلابية والاعتبارات الخاصة بقياس الجرعة الشعاعية في وضع عوامل عكس الجرعة المعبر عنها بالسيفرات مقابل البيكيريل، وهي عوامل تربط بين جرعة معبر عنها بالسيفرات وبين كمية المادة المشعة التي تم ابتلاعها بالبيكيريلات.

والأمثلة على تركيزات النوكليدات المشعة (التركيزات المرجعية) المناسبة للمستوى المرجعي للجرعة 0.1 mSv/سنة، مبينة في الجدول 8 وتم حساب هذه التركيزات باستخدام عوامل عكس الجرعة الخاصة بالهيئة الوطنية للحماية من الإشعاعات في المملكة المتحدة بموجب الصيغة:

التركيز المرجعي (بيكيريل/لتر)

$$= \frac{1 \times 10^{-4} \text{ (سيفرات/سنة)}}{730 \text{ (لتر/سنة)} \times \text{عامل عكس الجرعة (سيفرات/بيكيريل)}}$$

$$= \frac{1.4 \times 10^{-7} \text{ (سيفرات/لتر)}}{\text{عامل عكس الجرعة (سيفرات/بيكيريل)}}$$

وقد أوصت الدلائل السابقة باستخدام وسطي إجمالي ألفا وتركيز نشاط إجمالي البيتأ من أجل التحري الروتيني. وتم تحديد هذين بالرقمين 0.1 بيكيريل/لتر و 1 بيكيريل/لتر، على التوالي. والجرعات المرتبطة بمستويات إجمالي ألفا ونشاط إجمالي البيتأ من أجل النوكليدات المشعة مبينة في الجدول 9. وبالنسبة لبعض النوكليدات المشعة مثل ^{226}Ra و ^{90}Sr ، تقل الجرعة المرتبطة بها كثيراً عن 0.1 mSv في السنة. كما يمكن أن نلاحظ من هذا الجدول أيضاً أنه إذا كانت نوكليدات مشعة معينة مثل ^{232}Th و ^{226}Ra و ^{210}Pb ، مسؤولة بمفردها واحدة بعد الأخرى عن 0.1 بيكيريل/لتر لإجمالي نشاط ألفا أو 1 بيكيريل/لتر لإجمالي نشاط البيتأ، فسيتم عندئذ تجاوز المستوى المرجعي للجرعة البالغ 0.1 mSv في

4 - الجوانب الإشعاعية

جدول 8 - تركيز النشاط في نوكليدات مشعة متنوعة في مياه الشرب تتناسب مع جرعة قدرها 0.1 mSv من مدخول عام واحد

نوكليدات مشعة ⁽¹⁾	عامل عكس الجرعة ⁽²⁾ (سيفرت/بيكيريل)	قيمة مدورة محسوبة (بيكيريل /لتر)
³ H	$10^{-11} = 1.8$	7800
¹⁴ C	$10^{-10} = 5.6$	250
⁶⁰ Co	$10^{-9} = 7.2$	20
⁸⁹ Sr	$10^{-9} = 3.8$	37
⁹⁰ Sr	$10^{-9} = 2.8$	5
¹²⁹ I	$10^{-7} = 1.1$	1
¹³¹ I	$10^{-8} = 2.2$	6
¹³⁴ Cs	$10^{-8} = 1.9$	7
¹³⁷ Cs	$10^{-8} = 1.3$	10
²¹⁰ Pb	$10^{-6} = 1.3$	0.1
²¹⁰ Po	$10^{-7} = 6.2$	0.2
²²⁴ Ra	$10^{-8} = 8.0$	2
²²⁶ Ra	$10^{-7} = 2.2$	1
²²⁸ Ra	$10^{-7} = 2.7$	1
²³² Th	$10^{-6} = 1.8$	0.1
²³⁴ U	$10^{-8} = 3.9$	4
²³⁸ U	$10^{-8} = 3.6$	4
²³⁹ Pu	$10^{-7} = 5.6$	0.3

(أ) بالنسبة لـ ⁴⁰K انظر الصفحة 118، وبالنسبة لـ ²²²Rn انظر الفقرة 4 - 2 - 3.
(ب) القيم الواردة من الهيئة الوطنية للحماية من الإشعاع - حرمات عفوية مكثفة داخلية وجرعات فعالة داخلية من مدخولات النوكليدات المشعة.

المسنة. ولكن هذه النوكليدات المشعة لا تمثل سوى جزءاً صغيراً من إجمالي النشاط. وبالإضافة إلى ذلك، يمكن أن يرتبط النشاط المرتفع لهذه النوكليدات المشعة بأنشطة عالية من نوكليدات مشعة أخرى. وهذا من شأنه أن يرفع تركيز نشاط إجمالي ألفا أو إجمالي بيتا إلى ما فوق مستوى الاستقصاء ويستثير تحاليل معينة للنوكليدات المشعة. ولذلك تستمر التوصية بالقيم البالغة 0.1 بيكيريل/لتر لإجمالي نشاط ألفا و 1 بيكيريل/لتر لإجمالي نشاط بيتا كمستويات للتحري في مياه الشرب ولن تكون هناك حاجة لأي عمل آخر حين تنخفض مستويات التحري عن هذه.

ولا يمكن الكشف عن النوكليدات المشعة التي تنبعث منها جزيئات بيتا منخفضة الطاقة مثل ³H و ¹⁴C، أو بعض النوكليدات المشعة الغازية أو الطيارة مثل ²²²Rn و ¹³¹I، بطرائق القياس المعيارية. ولا تشمل قيم متوسط أنشطة إجمالي ألفا والبيتا أمثال هذه النوكليدات المشعة. وإذا اشتبه بوجودها عندها يجب استخدام تقنيات خاصة لجمع العينات وقياسات خاصة.

دلائل جودة مياه الشرب

الجدول 9 - أمثلة على الجرعات الناشئة عن سنة من استهلاك مياه الشرب المحتوية على أي من النوكليدات المفترضة التي تصدر منها أشعة ألفا بتركيز نشاط قدره 0.1 بيكريل/لتر أو النوكليدات المشعة التي تصدر أشعة بيتا بأي تركيز لنشاط قدره 1 بيكريل/لتر⁽¹⁾

الجرعة (mSv)	النوكليدات المشعة
	مُصدِّرات ألفا (0.1 بيكريل/لتر)
0.045	²¹⁰ Po
0.006	²²⁴ Ra
0.016	²²⁶ Ra
0.130	²³² Th
0.003	²³⁴ U
0.003	²³⁸ U
0.04	²³⁹ Pu
	مُصدِّرات بيتا (1 بيكريل/لتر)
0.005	⁶⁰ Co
0.003	⁸⁹ Sr
0.020	⁹⁰ Sr
0.080	¹²⁹ I
0.016	¹³¹ I
0.014	¹³⁴ Cs
0.009	¹³⁷ Cs
0.95	²¹⁰ Pb
0.20	²²⁸ Ra

وليس من الضروري أن نفترض أن المستوى المرجعي للجرعة قد تم تجاوزه لمجرد أن تركيز إجمالي نشاط بيتا يقارب أو يتجاوز 1 بيكريل/لتر ويمكن لهذه الحالة أن تنشأ عن وجود النوكليد المشع ⁴⁰K الذي يشكل حوالي 0.01% من البوتاسيوم الطبيعي. ويتم امتصاص العنصر الأساسي، البوتاسيوم تحت مراقبة سكونية مثلية ويحدث بصورة رئيسية من الغذاء الذي يتم ابتلاعه. وعلى هذا سيكون الإسهام في الجرعة الواردة من ابتلاع ⁴⁰K عن طريق مياه الشرب، مع عامل عكس التركيز المنخفض نسبياً (5 × 10⁻⁵ سيفرت/بيكريل)، أقل بكثير من الإسهام الوارد من كثير من النوكليدات المشعة المصدرة للبيتا. ويمكن توضيح هذه الحالة باستعراض نوكليدات مشعة نوعية في العينة.

4-2-1 الطرائق التحليلية

نشرت المنظمة الدولية للتقييس (ISO) طرائق معيارية لتحديد تركيزات إجمالي نشاط ألفا ونشاط بيتا في المياه. وعلى الرغم من أن حدود الكشف تتوقف على النوكليدات المشعة الموجودة، فمن الواجب أن تكون الجوامد الذائبة في العينة، وشروط التعداد، ومستويات

4 - الجوانب الإشعاعية

تركيزات أنشطة إجمالي ألفا وبيتا الموصى بها أعلى من حدود الكشف. ويبلغ حد الكشف الذي نشرته المنظمة الدولية للتقييس لنشاط ألفا المبني على أساس ^{239}Pu 0.04 بيكريل/لتر، بينما يتراوح حد الكشف الخاص بنشاط إجمالي بيتا والمبني على أساس ^{137}Cs بين 0.04 و 0.1 بيكريل/لتر في السنة

وبالنسبة لتحاليل النوكليدات المشعة النوعية في مياه الشرب، هناك مصادر خلاصات وافية عامة بالإضافة إلى طرائق نوعية في المراجع التقنية (انظر ثبت المراجع).

4 - 2 - 2 إستراتيجية لتقييم مياه الشرب

إذا ما تم تجاوز تركيز نشاط إجمالي ألفا البالغ 0.1 بيكريل/لتر أو تركيز إجمالي نشاط بيتا البالغ 1 بيكريل/لتر عندها، يجب استمراف النوكليدات المشعة النوعية وقياس تركيزات نشاطها كل على حدة. ومن خلال هذه المعطيات، يجب إجراء تقدير للجرعة لكل واحدة من النوكليدات المشعة مع تحديد مجموع هذه الجرعات. ومتى تم تحقيق الصيغة المضافة التالية، لا يحتاج الأمر لأي إجراء آخر.

$$\sum_i \frac{C_i}{RC_i} \leq 1$$

حيث تمثل C_i تركيز النشاط الذي تم قياسه للنوكليد المشعة i و RC_i تمثل تركيز النشاط المرجعي للنوكليد المشعة i ، التي سوف تقضي بمدخول قدره 2 لتر في اليوم لمدة عام. إلى جرعة فعالة داخلية قدرها 0.1 mSv (انظر الجدول 8).

وإذا اشتبّه بنوكليدات مشعة تصدر أشعة ألفا مع عوامل عكس عالية، يمكن وضع هذه الصيغة المضافة أن توضع موضع التنفيذ أيضاً عند الاقتراب من قيم التحري لنشاط إجمالي ألفا وإجمالي بيتا البالغ 0.1 بيكريل/لتر و 1 بيكريل/لتر وعندما يتجاوز المجموع الوحدة من أجل عينة مفردة، لن يتم تجاوز المستوى المرجعي للجرعة والبالغ 0.1 mSv إلا إذا كان يفترض أن يستمر التعرض لنفس التركيزات المقاسة لعام كامل. وعليه، فإن مثل هذه العينة لا توحى بحد ذاتها بأن المياه غير صالحة للاستهلاك وأن من الواجب أن ينظر إليها على أنها مجرد مستوى يتطلب الأمر عنده مزيداً من التقصي، بما في ذلك أخذ عينات إضافية.

ويجب فحص الخيارات المتوفرة لدى السلطات المتخصصة فيما يتعلق بخفض الجرعة. وحين يجري النظر في الإجراءات العلاجية فمن الواجب أولاً تبرير أي استراتيجية تؤخذ بعين الاعتبار (من حيث كونها تحقق فائدة إيجابية صافية) ومن ثم يتم تبريرها إلى الصورة المثلى وفقاً لتوصيات الهيئة الدولية للحماية من الإشعاع وذلك لتحقيق الفائدة القصوى الصافية. وقد لخصنا تطبيق هذه التوصيات في الشكل 1.

الشكل 1 - تطبيق التوصيات الخاصة بالنوكليدات المشعة في مياه الشرب على أساس المستوى المرجعي السنوي للجرعة البالغ 0.1 mSv



4 - 2 - 3 الرادون

هناك مصاعب في تطبيق المستوى المرجعي للجرعة من أجل اشتقاق تركيز نشاط لك ^{222}Rn في مياه الشرب وتنشأ هذه الصعوبات نتيجة لسهولة انطلاق الرادون من المياه أثناء معالجتها وأهمية سبيل الاستنشاق فمجرد تحريك ونقل المياه من وعاء لآخر يساعد على تحرر الرادون المذاب. وينخفض نشاط الرادون في الماء إذا ترك ساكناً، ويختفي تماماً بالغليان. ونتيجة لذلك، يجب أخذ شكل المياه المستهلكة بعين الاعتبار عند تقييم الجرعة المأخوذة من الابتلاع. فضلاً عن ذلك، سيزيد استخدام إمدادات المياه في استعمالات منزلية أخرى من مستويات الرادون في الهواء، وبذلك تزداد جرعة الاستنشاق وتتوقف هذه الجرعة إلى حد ملحوظ على شكل الاستخدام الغزلي وهندسة المنزل ويتباين شكل مدخول المياه

4 - الجوانب الإشعاعية

والاستعمالات المنزلية للمياه وهندسة المنازل تبايناً كبيراً في أرجاء العالم. ولذلك يستحيل اشتقاق وتركيز لنشاط الرادون في مياه الشرب يمكن تطبيقه على نطاق عالمي. ويبلغ الوسط العالمي للجرعة من استنشاق الرادون من كافة المصادر حوالي 1 mSv/سنة وهذا يعادل تقريباً نصف إجمالي التعرض الطبيعي للإشعاع. وعلى سبيل المقارنة، تعد الجرعة العالمية من ابتلاع الرادون عن طريق مياه الشرب منخفضة نسبياً. أما في الحالات المحلية فقد يكون احتمال الخطر من الاستنشاق والابتلاع متعادلين تقريباً. ولهذا السبب ولأن من الممكن أن تكون هناك مصادر أخرى لدخول غاز الرادون إلى المنازل، فإنه لا يمكن النظر إلى الابتلاع بمعزل عن التعرض عن طريق الاستنشاق. ويجب تقييم هذه العوامل على المستوى الإقليمي أو الوطني من قبل الجهات المختصة وذلك لتحديد ما إذا كان المستوى المرجعي للجرعة البالغ قدره 0.1 mSv مناسباً لهذا الإقليم ولتحديد تركيز نشاط يمكن أن يستخدم لتقييم ملاءمة إمدادات المياه. ولا يكفي أن تستند هذه الأحكام إلى مجرد التعرض عن طريق الابتلاع أو الاستنشاق الناجمين عن إمدادات المياه، بل يجب أن تستند أيضاً إلى جرعات الاستنشاق من مصادر أخرى للرادون في المنزل. وفي هذه الأحوال، قد يبدو أن من الضروري اعتماد أسلوب متكامل مع تقدير الجرعات الواردة من كافة مصادر الرادون، وخصوصاً لتحديد الإجراء الأمثل الواجب اتخاذه عندما يعتبر التدخل أمراً لا بد منه.

5. جوانب المقبولية

1.5 المقدمة

مما لا شك فيه أن أخرى المقومات بأن لا نرغب في وجودها في مياه الشرب تلك المقومات القدرة على إحداث تأثير مباشر على الصحة العامة والتي وضعت قيم دلالية من أجلها وتدبير هذه المواد متروك للمنظمات المسؤولة عن تأمين إمدادات المياه، وإنما يترك ذلك لهذه المنظمات ليكون على ثقة من أن هذه المهمة يتم الاضطلاع بها بروح من المسؤولية والكفاءة. ولا تتوافر لدى المستهلكين، إلى حد بعيد، الوسائل اللازمة للحكم على سلامة مياه الشرب العائدة لهم، بأنفسهم. ولكن موقفهم من إمدادات المياه سيتأثر إلى حد بعيد بجوانب جودة المياه القادرين على إدراكها بحواسهم. ولذلك فمن الطبيعي بالنسبة للمستهلك أن ينظر باشتباه شديد إلى المياه التي تبدو غير نظيفة أو متغيرة اللون أو تتميز بظعم أو رائحة غير مستحبين، على الرغم من أن تلك الخصائص قد لا تكون بحد ذاتها ذات تأثير مباشر على الصحة.

إن تأمين مياه الشرب لا يعني تأمين المياه الآمنة فحسب بل يعد تأمين المياه التي تمتاز أيضاً بمظهرها وطعمها ورائحتها المستحبة لدى المستهلك من الأولويات الأولى. أما المياه التي لا تبعث على الرضا من هذه الناحية فمن شأنها أن تقوّض ثقة المستهلك، وتؤدي إلى الشكاوى وربما دفعته إلى استخدام مياه من مصادر أقل سلامة. وإلى اللجوء، إلى المياه المعبأة في القوارير، والباهظة الثمن، وإلى أجهزة المعالجة المنزلية، التي يمكن أن يكون لبعضها آثار ضارة فيما يتعلق بجودة المياه.

ويمكن أن تتأثر مقبولية جودة المياه لدى المستهلكين بكثير من المقومات المختلفة؛ وقد أشير إلى أغلب المواد التي وضعت القيم الدلالية من أجلها. وإلى تلك المواد التي تؤثر على طعم ورائحة المياه (في الفقرة 3 - 6). وهناك أيضاً عدد من مقومات المياه الأخرى التي ليس لها آثار مباشرة على الصحة بالتركيزات التي تظهر بها في المياه عادة ومع ذلك يعترض عليها المستهلكون لأسباب متباينة.

ويتوقف التركيز الذي تكون به أمثال هذه المواد منفردة للمستهلك على عوامل فردية ومحلية، بما في ذلك جودة المياه التي اعتاد عليها الناس، بالإضافة إلى اعتبارات شتى اجتماعية واقتصادية وثقافية. وفي مثل هذه الظروف، لن يكون من المناسب وضع قيم دلالية نوعية للمواد التي تؤثر على مقبولية المياه لدى المستهلكين وليس لها علاقة مباشرة بالصحة. لقد أشير في البيانات الموجزة التالية. إلى المستويات التي يرجح أن تثير الشكاوى من قبل المستهلكين. وهذه ليست أرقاماً دقيقة، وقد تنجم بعض المشكلات في مستويات أدنى أو أعلى بكثير تبعاً للظروف الفردية والمحلية.

2.5 بيانات موجزة

5 - 2 - 1 المتثابتات الفيزيائية

اللون

ينجم لون مياه الشرب عادة عن وجود مادة عضوية قلبية (حموض الهوميك والفولفريك في المقام الأول) مرتبطة بأجزاء الديال الموجودة في القرية. كما يتأثر اللون تأثراً كبيراً بوجود الحديد وغيره من المواد. إما على شكل شوائب طبيعية أو نواتج إبتكالك. كما يمكن أن ينجم عن تلوث مصدر المياه بالصناعات الصناعية ويمكن أن تكون هذه بمثابة المؤشر الأول لحالة خطرة ولا بد من استقصاء مصدر اللون في مياه الشرب، وخصوصاً عند حدوث تغيير أساسي. ويمكن الكشف عن الألوان التي تزيد عن 15 TCU (وحدات اللون الحقيقية) في كأس من المياه ومن قبل معظم الناس. أما الألوان التي يقل مستوى وحدات اللون الحقيقية فيها عن 15 فهي عادة مقبولة لدى المستهلكين، ولكن يمكن للمقبولية أن تختلف باختلاف الظروف المحيطة

ولم تُقترح قيمة دلالية من أجل الصحة فيما يتعلق باللون في مياه الشرب

الطعم والرائحة

ينشأ كل من الطعم والرائحة من مصادر أو عمليات طبيعية أو بيولوجية (على سبيل المثال الميكروبات المائية)، أو التلوث بالمواد الكيميائية أو عن ناتج ثانوي لمعالجة المياه (مثل الكلورة). يمكن للطعم والرائحة أن يتطورا خلال فترة التخزين والتوزيع. ويمكن أن يكون لكل من الطعم والرائحة في مياه الشرب دلالة على شكل ما من أشكال التلوث أو سوء الأداء أثناء معالجة المياه أو توزيعها. ويجب استقصاء أسباب الطعم والرائحة كما يجب استشارة الجهات الصحية المختصة، وخصوصاً عند حدوث تغير مفاجئ أو كبير. ويمكن أن يكون الطعم والرائحة غير العاديين إشارة إلى وجود مواد محتملة الأذى. ويفترض في الطعم والرائحة أن لا يكونا منفردين للمستهلكين. وعلى أية حال. هناك تباين كبير في مستوى جودة الطعم والرائحة اللذين ينظر إليهما على أنهما مقبولين. ولم تُقترح قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة للطعم والرائحة.

درجة الحرارة

تبقى المياه الباردة بشكل عام سائغة أكثر من المياه الدافئة. وارتفاع درجة حرارة المياه يعزّز نمو الميكروبات وقد يزيد في مشكلات الطعم والرائحة واللون والابتكالك.

العكر

ينجم العكر في مياه الشرب عن مادة جسيماتية يمكن أن تنتج عن المعالجة غير الكافية أو عن عودة الرواسب إلى العلوق بنظام التوزيع. كما يمكن أن يكون نتيجة لوجود مادة جسيماتية لاعضوية في بعض المياه الجوفية.

دلائل جودة مياه الشرب

ويمكن لمستويات العكر المرتفعة أن تحمي المكروبات من تأثيرات التطهير وأن تحفز النمو الجرثومي. ولذلك، فلا بد في الأحوال التي تكون المياه فيها غير مطهرة من بقاء مستوى العكر منخفضاً لكي يكون التطهير فعالاً أما تأثير العكر على كفاءة التطهير فيناقش مناقشة أكثر تفصيلاً في الفصل 6.

ويعد مظهر المياه المحتوية على عكر دون 5 من وحدات قياس العكر مقبولاً في العادة لدى المستهلكين، على الرغم من أن هذا يمكن أن يتغير تبعاً للظروف المحلية وعلى أية حال، نظراً لتأثيراته الميكروبيولوجية، يوصى بإبقاء العكر عند أدنى حد ممكن. ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة للعكر.

5 - 2 - 2 المقومات اللاعضوية

الألمنيوم

قد يؤدي وجود الألمنيوم بتركيزات أعلى من 0.2 مغ/لتر إلى شكاوى المستهلكين نتيجة ترسيب ندف هيدروكسيد الألمنيوم في نظم التوزيع وسؤرة التغير في لون المياه من جراء الحديد. ويمكن للتركيزات بين 0.1 و 0.2 مغ/لتر أن تؤدي إلى هذه المشاكل في بعض الظروف.

ولا تدعم البيئة المتوافرة اشتقاق قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة لوجود الألمنيوم في مياه الشرب (انظر الصفحة 39).

الأمونيا

تبلغ عتبة تركيز الرائحة للأمونيا في حالة الباهاء القلوية حوالي 1.5 مغ/لتر، وقد اقترحت عتبة طعم قدرها 35 مغ/لتر لهابطة الأمونيوم. وليس للأمونيا تعلق مباشر بالصحة، ولذلك لم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة (انظر الصفحة 40).

الكلوريد

يمكن للتركيزات العالية من الكلوريد أن تؤدي إلى طعم غير مستحب للمياه والمشروبات تتوقف عتبات الطعم الخاصة بأيون الكلوريد على الهابطة المرتبطة بها وهي بين 200 - 300 مغ/لتر للصوديوم والبوتاسيوم وكلوريد الكالسيوم. يمكن أن يعتاد المستهلكون على التركيزات التي تزيد عن 250 مغ/لتر. ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة للكلوريد في مياه الشرب (انظر ص 45).

النحاس

قد يتعارض وجود النحاس في مياه الشرب مع الاستعمالات المنزلية المقصودة للمياه. ويزيد النحاس الموجود في إمدادات مياه الشرب العامة من انتشار الحديد المغلفن والتوصيلات

الفولاذية. كما يحدث تصبُّغ في غسيل الملابس والأدوات الصحية في حالة تركيزات النحاس التي تزيد عن 1 مغ/لتر. أما في حالة المستويات التي تزيد عن 5 مغ/لتر فيعطي أيضاً لوناً غير مستحب وطعم ذا مرارة للمياه. وعلى الرغم من أن النحاس يؤدي إلى مشاكل في الطعم، فلا بد من القبول بالطعم المحدد بموجب القيمة الدلالية المؤقتة من أجل الصحة (انظر الصفحة 46).

العسرة

قد تختلف المقبولية العامة لدرجة العسرة في المياه اختلافاً كبيراً من مجتمع لآخر تبعاً للظروف المحلية. وتتراوح عتبة طعم أيون الكالسيوم بين 100 - 300 مغ/لتر تبعاً للأنيون المرتبط بها، أما عتبة طعم المغنيزيوم فيحتمل أن تكون أقل من عتبة الكالسيوم. في بعض الأحوال، قد يتحمل المستهلكون عسرة المياه التي تزيد عن 500 مغ/لتر. ويمكن لعسرة المياه التي تزيد عن 200 مغ/لتر تقريباً أن تؤدي إلى ترسيب فئسي في نظام التوزيع والتي تؤدي إلى زياد في استهلاك الصابون وتشكل نتيجة للتفاعل مع العوامل الأخرى، مثل الباهاء والقلوية. وعند التسخين تشكل المياه العسرة رواسب من فئوس كربونات الكالسيوم. أما الماء اليسر الذي لا تزيد فيه العسرة عن 100 مغ/لتر فيمكن، من ناحية أخرى، أن تكون له قدرة دائرية منخفضة ويصبح أكالاً لأنابيب المياه بدرجة أكبر (انظر الفقرة 6 - 6).

ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة، للعسرة (انظر الصفحة 48).

سلفيد الهيدروجين

قدرت عتبات الطعم والرائحة لسلفيد الهيدروجين في المياه بأنها تتراوح بين 0.05 و 0.1 مغ/لتر. وتلاحظ رائحة "البیض الفاسد" التي يفتيز بها سلفيد الهيدروجين بوجه خاص في بعض المياه الجوفية ومياه الشرب الراكدة داخل نظام التوزيع، نتيجة لنفاذ الأوكسجين والتخفيض اللاحق للسلفات بفعل النشاط الجرثومي ويتأكد السلفيد بسرعة متحولاً إلى سلفات في المياه المشبعة بالهواء، وتكون مستويات سلفيد الهيدروجين عادة في إمدادات المياه المؤكسجة منخفضة جداً. ويمكن الكشف عن سلفيد الهيدروجين الموجود في مياه الشرب بسهولة من قبل المستهلك وهو يتطلب إجراءً تصحيحاً فورياً وليس من الراجح أن يستهلك الفرد جرعة مؤذية من سلفيد الهيدروجين عن طريق مياه الشرب، ولذلك لم يجر اشتقاق قيمة دلالية من أجل الصحة لهذا المركب (انظر الصفحة 48).

الحديد

يمكن أن تحتوي المياه الجوفية اللاهوائية على حديد الحديدوز بتركيزات تصل إلى عدة ميلغرامات في اللتر الواحد من دون وجود تغير في اللون أو العكر في المياه حين تصبُّغ من البئر

دلائل جودة مياه الشرب

مباشرة. وبمجرد تعرضه للجو يتأكسد حديد الحديدوز متحولاً إلى حديدك. ويعطي لوناً بنياً ضارباً إلى الحمرة يعتبر محلّ اعتراض في المياه. كما يبرز الحديد نمو "جراثيم الحديد" التي تستمد طاقتها من تأكسد حديد الحديدوز وتحوله إلى حديدك وترسب غلاف مخاطي على تمديدات الأنابيب. أما في المستويات التي تزيد عن 0.3 مغ/لتر، فيمكن للحديد أن يصبغ غسيل الملابس ومبثبات لحام تمديدات المياه. ولا يلاحظ عادة أي طعم في حالة تركيزات الحديد التي تقل عن 0.3 مغ/لتر، على الرغم من احتمال ظهور اللون والعكر. ويمكن أن تكون تركيزات الحديد البالغة 1 - 3 مغ/لتر مقبولة من جانب المستهلكين لمياه الشرب من آبار لاهوائية. ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة للحديد (انظر الصفحة 48).

المنغنيز

على الرغم من قبول تركيزات المنغنيز التي تقل عن 0.1 مغ/لتر من جانب المستهلكين، فإن هذا قد يختلف باختلاف الظروف المحلية. وتسبب مستويات المنغنيز التي تزيد عن 0.1 مغ/لتر، في إمدادات المياه تصبغ الأدوات الصحية وغسيل الملابس كما تسبب في طعم غير مرغوب فيه في المشروبات. ويعد وجود المنغنيز في مياه الشرب مشابهاً للحديد، وقد يؤدي إلى تراكم الرواسب في نظام التوزيع. وحتى في حالة التركيزات البالغة 0.02 مغ/لتر، يمكن للمنغنيز في أغلب الأوقات أن يشكل غلظاً على الأنابيب. يمكن أن تنسلخ على شكل ترسبات سوداء. وبالإضافة إلى ذلك يمكن لكائنات حية معينة مزعجة أن تركز المنغنيز وتؤدي إلى مشكلات في الطعم والرائحة ومشكلات عكر في المياه التي يجري توزيعها. وعلى الرغم من كون التركيزات الأقل من 0.1 مغ/لتر مقبولة بالنسبة للمستهلكين فإن هذا يظل عرضة للتغير تبعاً للظروف المحلية. والقيمة الدلالية المؤقتة من أجل الصحة بالنسبة للمنغنيز أعلى خمس مرات من عتبة المقبولية البالغة 0.1 مغ/لتر (انظر الصفحة 50).

الأوكسجين المذاب

يتأثر محتوى الأوكسجين المذاب في المياه بدرجة حرارة الماء الخام والتركيب والمعالجة، وبأي من العمليات الكيميائية أو البيولوجية التي تحدث داخل نظام التوزيع. ويمكن أن يشجع نفاذ الأوكسجين المذاب في إمدادات المياه على الاختزال الميكروبي للنترات إلى نتريت والسلفات إلى سلفيد، مما يشير لمشاكل تتعلق بالرائحة. كما يمكنه أن يتسبب في زيادة تركيز حديد الحديدوز في المحلول.

ولم يوص بقيمة دلالية من أجل الصحة للأوكسجين المذاب

الباهاء (pH)

على الرغم من أن الباهاء ليس له تأثير مباشر على المستهلكين، فهو يعد من أهم متغيرات جودة المياه العملية. ويعد الاهتمام بمراقبة الباهاء ضرورياً في كافة مراحل معالجة المياه

5 - جوانب المقبولة

لضمان ترويق المياه وتطهيرها على نحو مَرَضٍ، وبفضل، من أجل التطهير الفعال بالكلور، أن يكون البهاء أقل من 8 كما يجب ضبط البهاء الموجود في المياه الداخلة إلى نظام التوزيع للحد من إنتكاال الخطوط الرئيسية للمياه والأنابيب الموجودة في شبكات المياه المنزلية. (انظر الفقرة 6 - 6) ويمكن أن يؤدي التقصير في هذا إلى تلوث مياه الشرب وإلى آثار ضارة في طعمها ورائحتها ومظهرها.

وسوف يختلف المقدار الأمثل المطلوب للبهاء في الإمدادات المختلفة تبعاً لتركيب المياه وطبيعة مواد الإنشاء المستعملة في نظام التوزيع. ولكنها تتراوح في كثير من الأحيان بين (6.5 - 9.5). يمكن أن تنجم القيم القصوى للبهاء عن فيوض غرضية أو تعطل المعالجة، أو من جراء بظانات الأنابيب المصنوعة من الملاط الإسمنتي غير المعالجة بدرجة كافية. ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة للبهاء (انظر الصفحة 53).

الصوديوم

يتوقف تركيز عتبة الطعم للصوديوم الموجود في المياه على الأنيون المرتبط به ودرجة حرارة المحلول ويبلغ وسطي عتبة الطعم للصوديوم في درجة حرارة الغرفة حوالي 200 مغ/لتر. ولما كان من المتعذر التوصل إلى نتائج حاسمة بصدد الآثار الصحية للصوديوم، لم يجر اشتقاق قيمة دلالية من أجل الصحة للصوديوم (انظر الصفحة 55).

السلفات

يمكن أن يسبب وجود السلفات في مياه الشرب طعماً يمكن ملاحظته. ويختلف فساد الطعم باختلاف طبيعة الهابطة المرتبطة به - وتتراوح عتبات الطعم بين 250 مغ/لتر لسلفات الصوديوم و 1000 مغ/لتر لسلفات الكالسيوم. ويعتقد بوجه عام أن فساد الطعم يبلغ أدنى حد ممكن له في مستويات أقل من 250 مغ/لتر.

كما تبين أن إضافة الكالسيوم وسلفات المغنيزيوم (ولكن ليس سلفات الصوديوم) إلى الماء المقطر تحسن الطعم؛ وقد سجل الطعم الأمثل عند 270 و 290 مغ/لتر لكلا المركبين على التوالي.

ولما كانت السلفات هي أقل الأنيونات سمية، لم تشتق قيمة دلالية من أجل الصحة (انظر الصفحة 55).

إجمالي الجوامد الذائبة

يمكن لأجمالي الجوامد الذائبة (TDS) أن يكون له تأثير هام على طعم مياه الشرب. تعتبر سائغية المياه مع كون مستوى إجمالي الجوامد الذائبة أقل من 600 مغ/لتر جيدة بوجه عام، بينما تصبح مياه الشرب غير مستساغة على نحو مطرد الزيادة عند مستويات من إجمالي المواد الذائبة تزيد عن 1200 مغ/لتر. أما المياه ذات التركيزات الفائقة الانخفاض من إجمالي الجوامد الذائبة فيمكن أن تصبح غير مقبولة بسبب طعمها التفة.

دلائل جودة مياه الشرب

كما أن وجود مستويات عالية من إجمالي الجوامد الذائبة غير مقبول لدى المستهلكين نظراً للتقشر الزائد في أنابيب المياه، والسحانات والأدوات المنزلية. تعتبر المياه التي تقل تركيزات إجمالي الجوامد الذائبة فيها عن 1000 مغ/لتر مقبولة في العادة لدى المستهلكين. على الرغم من أن المقبولية يمكن أن تختلف تبعاً للظروف المحلية. ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة لإجمالي الجوامد الذائبة (انظر الصفحة 56).

الزنك

يعطي الزنك للمياه طعماً قابضاً غير مرغوب. وتشير الإختبارات إلى تركيز لعتبة الطعم قدره 4 مغ/لتر (في صورة ملغات الزنك). وقد تبدو المياه التي نحتوي على تركيزات من الزنك تزيد عن 5 مغ/لتر غميعة وتشكل طبقة رقيقة دهنية عند الغليان. على الرغم من أن أمثال هذه التأثيرات يمكن أن تلاحظ أيضاً في حالة تركيزات منخفضة تصل إلى 3 مغ/لتر. وعلى الرغم من ندرة احتواء المياه على الزنك في التركيزات التي تزيد على 0.1 مغ/لتر يمكن أن تكون مستوياته عند صنابير المياه أعلى نظراً للزنك المستخدم في مواد اللحام. ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة للزنك في مياه الشرب (انظر الصفحة 57).

5 - 2 - 3 المقومات العضوية

التولوين

للتولوين رائحة حلوة، لاذعة مثل البنزول. وتتراوح عتبة طعمه التي أبلغ عنها بين 40 و120 مكروغرام/لتر. وتتراوح عتبة رائحة التولوين في المياه بين 24 و170 مكروغرام/لتر. ولذلك يمكن للتولوين أن يؤثر على مقبولية المياه في حالة التركيزات التي تقل عن القيمة الدلالية الخاصة من أجل الصحة (انظر الصفحة 65).

الزيلين

تعطي تركيزات الزيلين التي تتراوح بين 300 - 1000 مكروغرام/لتر طعماً ورائحة يمكن تمييزهما. وتتراوح عتبة رائحة مصاوغات الزيلين في المياه بين 20 و1800 مكروغرام/لتر. أما العتبة الدنيا للرائحة فهي أقل من القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة والمستقة لهذا المركب (انظر الصفحة 65).

الأتيل بنزين

لأتيل بنزين رائحة عطرية. وتتراوح عتبة رائحته التي أبلغ عنها في المياه بين 2 و130 مكروغرام/لتر. أما أدنى عتبة رائحة أبلغ عنها له فتقتل مائة مرة عن القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة (انظر الصفحة 66). وتتراوح عتبة الطعم بين 72 و200 مكروغرام/لتر.

الستايرين

يبلغ معدل عتبة الطعم الذي أبلغ عنه للستايرين في المياه في الدرجة 40 سيلسيوس 120 ميكروغرام/لتر. وللستايرين رائحة حلوة، وتتراوح عتبات رائحته التي أبلغ عنها في مياه الشرب بين 4 و2600 ميكروغرام/لتر. تبعا لدرجة الحرارة. ولذلك يمكن الكشف عن الستايرين في حالة التركيزات الأقل من القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة (انظر الصفحة 68).

أحادي الكلوروبنزين

أبلغ عن عتبات طعم ورائحة تتراوح بين 10 - 20 ميكروغرام/لتر، وعتبات رائحة تتراوح بين 40 - 120 ميكروغرام/لتر. لأحادي الكلوروبنزين أما القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة والمشتقة من أجل أحادي الكلوروبنزين (انظر الصفحة 70) فتتعدى بكثير أدنى عتبة طعم ورائحة أبلغ عنها بصد أحادي الكلوروبنزين الموجود في المياه.

ثنائيات الكلوروبنزين

أبلغ عن عتبات رائحة تبلغ 2 - 10 و 0.3 - 30 ميكروغرام/لتر لـ 2،1 و 4،1 ثنائي الكلوروبنزين على التوالي. كما أبلغ عن عتبات طعم قدرها 1 و 6 ميكروغرام/لتر لـ 2،1 و 4،1 ثنائي الكلوروبنزين على التوالي. أما القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة والمشتقة لـ 2،1 و 4،1 ثنائي الكلوروبنزين (انظر الصفحة 71) فتتجاوز كثيرا أدنى عتبات الطعم والرائحة لهذين المركبين.

ثلاثيات الكلوروبنزين

وقد أبلغ عن عتبات رائحة قدرها 5، 10، 30 و 50 ميكروغرام/لتر لـ 3،2،1، 4، 1،3،5 - ثلاثي الكلوروبنزين، على التوالي. كما ورد تركيز عتبة طعم ولون قدرها 30 ميكروغرام/لتر لـ 4،2،1 - ثلاثي الكلوروبنزين، أما القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة والمشتقة لإجمالي ثلاثيات الكلوروبنزين (انظر الصفحة 72) فتتعدى أدنى عتبة رائحة أبلغ عنها في المياه وقدرها 5 ميكروغرام/لتر.

المنظفات التركيبية

في كثير من البلدان، تم استبدال الأنواع المستديمة من المنظفات الأنثيونية بأنواع أخرى أكثر سهولة في التدرك الحيوي، ولذلك تناقصت مستودعاتها الموجودة في مصادر المياه بدرجة كبيرة. كما تم إدخال أنواع جديدة من المنظفات الهابطة والأنثيونية واللاأنثيونية. ولا يجوز أن يسمح لتركيز المنظفات الموجودة في مياه الشرب بالوصول إلى المستويات التي تؤدي إلى مشاكل تتعلق بالرغوة أو الطعم أو الرائحة.

دلائل جودة مياه الشرب

5 - 2 - 4 المطهرات والفواتج الثانوية المطهرة

الكلور

تبلغ عتبات طعم ورائحة الكلور في الماء المقطر 5 و 2 مغ/لتر على التوالي. ويستطيع معظم الناس تذوق طعم الكلور أو نواتجه الثانوية (ومنها، مثلاً، الكلورامين) في تراكيزات تقل عن 5 مغ/لتر، وبعضها في مستويات تنخفض إلى 0.3 مغ/لتر، وعلى الرغم من أن تركيز الكلور العالي يتراوح بين 0.6 و 1.0 مغ/لتر، فمن الممكن بوجه عام أن يسبب مشاكل فيما يتعلق بالمقبولية. أما عتبة الطعم البالغة 5 مغ/لتر فتوافق تركيز القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة (انظر الصفحة 98).

الكلوروفينولات

تتميز الكلوروفينولات عامة بعتبات منخفضة فيما يتعلق بتنبيه الحواس. وتبلغ عتبات الطعم في المياه لكل من 2 - كلوروفينول و 4.2 - ثنائي الكلوروفينول و 6.4، 2 - ثلاثي الكلوروفينول 0.1، 0.3، 2 ميكروغرام/لتر على التوالي أما عتبات الرائحة فهي 10 و 40 و 300 ميكروغرام/لتر على التوالي. وإذا كانت المياه المحتوية على 6.4، 2 - ثلاثي الكلوروفينول خالية من الطعم، فليس من الراجح أن تشكل احتمال خطر يؤثّر له على الصحة (انظر الصفحة 101).

6- حماية وتحسين جودة المياه

1.6 اعتبارات عامة

من المفترض أن يضمن الالتزام بمعايير جودة مياه الشرب، المستند إلى هذه الدلائل، سلامة إمدادات المياه. كما يجب أن ندرك أن المراقبة الكافية أمر أساسي لضمان الالتزام المستمر. وأن هناك العديد من الحالات المحتملة - التي يمكن أن يظهر بعضها بسرعة بالغة - والتي قد تسبب نشوء حالات تنطوي على احتمالات الخطر.

ويمكن الحيلولة دون الكثير من المشاكل عن طريق الحفاظ على سلامة مصدر المياه الخام ومستجمع الماء. من خلال الصيانة والتفتيش الكامل لمحطة المعالجة ونظام التوزيع، وذلك بتدريب المدراء والعاملين في المحطة وتثقيف المستهلك. وعلى الرغم من ضرورة قيام العاملين على الإمداد بالمياه بإعادة التقييم الدوري لعملياتهم بقصد التأكد من عدم تبدل الظروف، التي يمكن أن تؤثر على جودة المياه من إنجاز أعمال الصيانة الدورية والإصلاحات والتجديدات للمعدات من دون أي تأخير حين يقتضي الأمر ذلك، والتأكد من كفاية تدريب العاملين ومن المحافظة على المهارات الوظيفية، إلا أن مناقشة مثل هذه الوجود الهامة لإمدادات المياه يظل خارج نطاق هذا الكتاب ونحيل القارئ إلى العديد من النصوص المتأخرة والمتوافرة حول هذه المواضيع للتزود بالتوجيهات (انظر ثبت المراجع).

وعندما تتوافر المياه المنقولة بالأنابيب ذات الجودة العالية على نحو مستمر في كل التوصيلات المنزلية، توفر مراقبة جودة هذه المياه الإشارة إلى أخطار الأمراض المنقولة بواسطة المياه. ومع ذلك تظل شروط إمدادات المياه، عاليا، تمثل الحالة الاستثنائية أكثر مما تمثل القاعدة، فكثير من الناس يجمعون المياه من مصادر بعيدة عن نقطة الاستعمال أو يلجأون إلى تخزين المياه في ظروف غير صحية في المنازل. وعلى نحو مماثل وحتى مع شروط الإمداد الملائمة. يمكن أن تكون صهاريج التخزين والتعديلات المنزلية مصادر للتلوث ما لم يتم تركيبها وصيانتها على الوجه الصحيح. ولهذه الأسباب، تتعرض المياه للتلوث داخل المنازل، ويمكن أن يشكل في أغلب الأحيان أهم مصادر التلوث الميكروبيولوجي. ويتوجب على هيئة الترصد، في الأماكن التي يوجد فيها تخزين منزلي للمياه، استقصاء احتمالات الخطر الذي يشكله هذا التخزين على صحة الإنسان ومن ثم الحث على اتخاذ الإجراءات العلاجية، كالتثقيف المتعلق بإيذاء المياه والتشجيع على صيانة صهاريج التخزين المنزلية وسيدرس هذا الموضوع على نطاق أوسع في الجزء 3 "من دلائل جودة مياه الشرب". كما يجب أن نؤكد، فيما يتعلق بجودة المياه، أن الميكروبات الممرضة تظل أهم خطر يهدد مياه الشرب سواء في البلدان المتقدمة أو النامية.

2.6 اختيار وحماية مصادر المياه

يتميز الاختيار الصحيح والحماية اللازمة لمصادر المياه بالأهمية القصوى في توفير مياه الشرب السليمة وتظل حماية المياه من التلوث أفضل دائما من معالجتها بعد تلوثها.

دلائل جودة مياه الشرب

ومن المهم قبل اختيار أي مصدر جديد لمياه الشرب، التأكد من كون جودة المياه مقبولة أو أنها قابلة للمعالجة بقصد الشرب وأن الكمية المتوافرة كافية لتلبية الطلبات المستمرة على المياه، مع أخذ التغيرات اليومية والفصلية والنمو المتصور في حجم المجتمع المحلي الذي تقدم له الخدمات

كما يجب حماية مستجمعات المياه من الأنشطة البشرية. ويمكن أن يتضمن هذا عزل مستجمعات المياه و/أو مكافحة الأنشطة الملوثة في المنطقة، مثل إفراغ الفضلات الخطرة وأعمال التعدين واستخراج الحجارة من المقالع والاستخدام الزراعي للأسمدة ومبيدات الهوام وفرض القيود والأنظمة على الأنشطة الترفيهية.

ويجب تعيين موقع المياه الجوفية كالينابيع والآبار وتشديد بناء حولها بقصد توفير الحماية لها ضد مصارف المياه السطحية وللحيلولة دون انغمارها بالمياه كما يجب تسوير مناطق استخراج المياه الجوفية لمنع دخول عامة الناس والحرس على خلوها من النفايات وجعلها مقبلة لمنع تجمع برك المياه حولها في الطقس الماطر. كما يجب مكافحة تربية الحيوانات في أمثال هذه المناطق.

وتظل حماية المياه السطحية المكشوفة مشكلة في حد ذاتها. وقد يكون من الممكن حماية مستجمع مياه من تأثير نشاط بشري رئيسي، أما في حالة النهر فلا يمكن أن تكون الحماية ممكنة إلا لمسافة محدودة في أحسن الأحوال. ومن الضروري في أغلب الأحيان أن نسلم بوجود استخدام نهر أو بحيرة ما، التي درج عليها الناس منذ القدم وأن نصمم عملية المعالجة على هذا الأساس.

3.6 عمليات المعالجة

لا بد لعمليات معالجة المياه المستخدمة في أي حالة نوعية أن تأخذ بعين الاعتبار جودة وطبيعة مصدر الإمداد بالمياه. ويجب أن تعتمد كثافة المعالجة على درجة تلوث مياه المصدر. أما مصادر المياه الملوثة، فيظل وجود حواجز المعالجة المتعددة ضد انتشار الكائنات الحية الممرضة ذا أهمية خاصة بالنسبة إليها ويجب استخدامها لتأمين درجة عالية من الحماية وللحد من التعويل على أي خطوة علاجية فردية.

والغاية الأساسية من معالجة المياه هي حماية المستهلك من الممرضات والشوائب الموجودة في المياه التي قد تكون منقرة أو مؤذية لصحة الإنسان. وتتألف المعالجة الحضرية للمياه الواردة من مصادر واطئة مما يلي، (1) التخزين في المستودع أو التطهير المسبق، (2) التخثير والتنديف والتثفل أو (التعويم)، (3) الترشيح، (4) التطهير. ويمكن أن تتواسط العمليات الإضافية البديلة لتلبية الشروط المحلية. ويظل التطهير الإجراء الوقائي الأخير وهو الذي يحمي مياه الشرب أثناء التوزيع من التلوث الخارجي وعودة نمو الكروبيات. يمكن اعتبار كامل تتابع المعالجة بمثابة تكييف للماء، من أجل التطهير النعالي والموّل وتعتبر المعالجة الحضرية للمياه في الواقع نظاماً متعدد الحواجز ورباعي المراحل للتخلص من الملوثات الكروبية.

ويمكن تكييف مفهوم تعدد الحواجز من أجل معالجة المياه السطحية في الأقاليم الريفية والثانية. وتتضمن السلسلة النموذجية للعمليات في العادة ما يلي، (1) التخزين، (2) التثفل

6 - حماية وتحسين جودة المياه

أو التحري، (3) الترشيح المسبق بالحصى والترشيح الرملي البطيء، (4) التطهير. وقد درست هذه المعالجة بالتفصيل في المجلد الثالث.

6-3-1 المعالجة المسبقة

يمكن تخزين المياه السطحية في المستودعات أو تطهيرها قبل المعالجة وأثناء حجز المياه في البحيرات أو الخزانات، لتحسن الجودة الميكروبيولوجية بدرجة كبيرة نتيجة التثفيل والتأثير الميت لمحتوي الأشعة فوق البنفسجية في ضوء الشمس على الطبقات السطحية للمياه والخمعة والافتراس أما الاختزالات الدلالية للجراثيم البرازية والسالونيلة والفيروسات المعوية فتبلغ حوالي 99% وتبلغ هذه ذروتها في فترة الصيف وتتراوح فترات الكوث بين 3 و4 أسابيع.

والتطهير ان سبق أمر مألوف عندما تكون المياه مستخرجة ومعالجة بدون تخزين فهو يخرب الحياة الحيوانية ويختزل أعداد الجراثيم البرازية والمرضات، فضلا عن مساعدته في إزالة الطحالب أثناء التخثير والترشيح. كما أن له وظيفة إضافية عامة وهي إزالة الأمونيا. ومن عوائقه أن الاستخدام الزائد للكلور سيؤدي إلى ظهور نواتج المركبات العضوية الكلورة والكربون العضوي القابل للتدرك البيولوجي.

وتعتبر التصفية المجهريّة عن طريق مناخل رقيقة جداً وبوسطي قطر مسامات قدره 30 ميكرومتر في الحالات النموذجية، الطريقة الفعالة لإزالة الكثير من الطحالب الدقيقة والعوالق الحيوانية التي يمكنها لولا ذلك، أن تمد المرشحات أو تنفذ منها كما قد يكون لها بعض التأثير، إن وجد، في اختزال أعداد الجراثيم البرازية والمرضات المعوية.

وعندما يكون المطلوب مياها فائقة الجودة، يمكن إجراء ترشيح للمياه السطحية الخام أو المعالجة جزئياً والموجودة في ضفاف الأنهار أو الكثبان الرملية كما يلاحظ في هولندا. ويفيد الترشيح دوراً في حال عدم إمكان استخدام مياها الأنهار الخام، بسبب عوارض كالتلوث الصناعي. وتحتاج المياه المستخرجة عادة إلى معالجة إضافية لإزالة مركبات الحديد أو المنغنيز ومن الضروري أن تطول فترة الإعاقه قدر الإمكان للحصول على جودة تعارب جودة المياه الجوفية وتتجاوز إزالة الجراثيم البرازية والفيروسات 99%.

6-3-2 التخثر، والتندف، والتثفل

تتضمن عملية التخثير إضافة المواد الكيميائية (مثل سلفات الألمونيوم وسلفات الحديدوز أو الحديدك وكلوريد الحديدك) وذلك لتحبيد التغيرات الحاصلة على الجزيئات والمسهل تكوئها أثناء المزج البطيء في خطوة التندف. وتقوم الكتل المتلدة المتشكلة على هذا النحو بالمشاركة في امتصاص وإزالة اللون الطبيعي والجزيئات المعدنية ويمكن أن تحدث خفضاً كبيراً في العكر وأعداد الأوالي والجراثيم والفيروسات.

ويحتاج التخثير والتندف إلى مستوى عال من مهارات الإشراف. وقبل اتخاذ القرار باستخدام التخثير باعتباره جزءاً من عملية المعالجة، لابد من الدراسة المتأنية لاحتمال توافر الإمداد النظامي بالمواد الكيميائية وتوافر العاملين المؤهلين.

والغاية من التثفيل هي إفساح المجال للكتلة القابلة للترسيب لكي تترسب وبذلك ينخفض تركيز الجوامد المعلقة الواجب إزالتها بواسطة المرشحات ومن العوامل التي تؤثر

دلائل جودة مياه الشرب

على التثفيل: حجم الكتلة المتلبدة وشكلها ووزنها، ولزوجة المياه ومن ثم درجة حرارتها، وفترة الإعاقه، وعدد الأحواض وعمقها ومساحتها، ومعدل التدفق السطحي، وسرعة التدفق، وتصميم المدخل والمخرج. ويجب وضع الخطط لجمع الكدارة وإزالتها بطريقة مأمونة من صهاريج التثفيل. ويعتبر التعويم بمثابة بديل عن التثفيل عندما يكون عدد الكتل المتلبدة قليلاً.

ولكي تكون عملية التخثير والتثفيل أكثر ما تكون فعالية بالنسبة للتحكم بالتريبالوميثان. يجب أن يكون ترتيب النقطة البدئية لتطبيق الكلور بعد عملية التخثير والتثفيل، لتسمح بإزالة أكبر عدد ممكن من الطلائع (precursor) قبل الكلورة. وقد أبلغ عن حالات من انخفاض إنتاج التريبالوميثان إلى حوالي 75% في محطات النطاق الكامل نتيجة لقلل نقطة تضيق الكلور البدئية إلى ما بعد عملية التخثير والتثفيل.

6-3-3 الترشيح الرملي السريع والبطيء

عندما يأتي ترتيب الترشيح السريع بعد التخثير، يتباين إنجازُه في إزالة المكروبات وانعكس خلال مدة الجريان بين الدفقات المرتدة. ويصبح الإنجاز ضعيفاً بعد الدفع المرتد مباشرة إلى أن تعود الفرشة إلى الاكتناز كما يمكن للإنجاز أن يسترد تدريجياً في المرحلة التي تسمح الحاجة فيها إلى الدفع المرتد حيث يمكن للكتلة المتلبدة أن تهرب من خلال الفرشة إلى المياه المعالجة.

وتؤكد هذه الملامح ضرورة الإشراف والمراقبة الدقيقين للترشيح داخل محطات المياه. ويمكن تشغيل الترشيح الرملي البطيء بطريقة أبسط من الترشيح السريع، إذ لا يقتضي الأمر سوى دفع مرتب متواتر. ولذلك تعد هذه الطريقة ملائمة بوجه خاص في البلدان النامية والنظم الريفية الصغيرة، ولكنها لا تصبح قابلة للتطبيق إلا في حال توافر الأرض الكافية.

وعندما يوضع المرشح الرملي البطيء للمرة الأولى موضع الاستخدام، تنشأ مجموعات جراثيمية مخاطية على حبات الرمال، وخاصة على سطح الفرشة. وهذه تتألف من البكتيريا والأوالي المهددة التي تعيش بحرية والأميبية والقشريات والبرقات اللاقضية العابلة في السلاسل الغذائية والتؤدية إلى تأكسد المواد العضوية في المياه والنتروجين الأمونيائي إلى نترات. ويتم إزالة البكتيريا المُرضة والفيروسات وكذلك مراحل الرقدة للطفيليات بصورة رئيسية بواسطة الامتزاز والافتراس اللاحق. وعندما يتم تحميل الترشيح الرملي البطيء على الوجه الصحيح يمكنه أن يحقق أعظم التحسينات في جودة المياه في أي عملية معالجة تقليدية منفردة للمياه. وسوف تبلغ إزالة البكتيريا 98 - 99,5% أو أكثر ويتم خفض الإشريكية القولونية بعامل قدره 1000، كما سوف تصبح إزالة الفيروسات أكثر من ذلك. كما أن الترشيح الرملي البطيء يتميز بالكفاءة أيضاً في إزالة الطفيليات (الديدان والأوالي) ويكون أكثر فعالية إلى حد ما في حالة المياه الدافئة. ومع ذلك يمكن أن يحوي دفع المرشح الرملي البطيء على القليل من الإشريكيات القولونية والفيروسات وخصوصاً في المرحلة المبكرة من عمل المرشحة ومع انخفاض درجات حرارة المياه.

6 - 3 - 4 التطهير

يعتبر التطهير النهائي لإمدادات مياه الشرب المنقولة بالأنابيب ذا أهمية فائقة وهو شامل تقريباً، وهو يمثل الحاجز الأخير في وجه انتقال الأمراض الجرثومية والفيروسية المحمولة بواسطة المياه. وعلى الرغم من أن الكلور والهيبوكلوريت هما الأكثر استعمالاً، يمكن تطهير المياه أيضاً باستخدام الكلورامينات وثاني أكسيد الكلور والأوزون والتشعيع فوق البنفسجي وتتوقف فعالية أي عملية من عمليات التطهير على كون المياه عولجت من قبل حتى وصلت إلى درجة عالية من النقاوة، حيث سيتم تحييد المطهرات بدرجة أقل أو أكثر بواسطة المادة العضوية والمركبات السهلة التأكسد داخل المياه. كما أن الكربونات المتكدسة أو الكائنات التي تم امتزاجها وتحويلها إلى مواد جسيماتية ستكون محمية جزئياً من التطهير وهناك أمثلة عديدة على فشل التطهير في تخريب الممرضات المنقولة بواسطة المياه والجراثيم البرازية عندما كان العكر أكبر من 5 من وحدات قياس العكر (NTU). وعليه، من الضروري أن يتم تشغيل عمليات المعالجة التي تسبق التطهير النهائي على الدوام لإنتاج مياه ذات ناصف عكر لا يتعدى وحدة واحدة من وحدات قياس العكر وأن لا يتجاوز 5 وحدات منها في أي عينة. وسيتم الوصول إلى قيم دون هذه المستويات بصورة منتظمة في المحطات التي يتم تشغيلها.

ويمكن لشروط الكلورة الطبيعية (أي في حالة كون متبقي الكلور الحر $0.5 \leq$ مغ/لتر، مع تلامس لا يقل عن 30 دقيقة، وجاهز أقل من 8.0، وعكر مياه أقل من وحدة واحدة من وحدات قياس العكر) أن تحقق خفضاً يتجاوز 99% من أعداد الإشريكية القولونية وفيرسات معينة ولكن لا تحقق ذلك في حالة الكيبيات أو البيضات المتكيسة الخاصة بالأوالي الطفيلية.

وقد تم توثيق النمو البكتيري داخل مرشحات المياه في نقاط استخدام الكربون المنشط توثيقاً جيداً. وحاولت بعض الجهات الصانعة للمرشحات الكربونية تفادي هذه المشكلة بدمج الفضة. كعامل كابع للجراثيم، داخل المرشحات وقد أثبتت جميع التقارير المنشورة حول هذا الموضوع على نحو مقنع أن هذه الممارسة ذات تأثير محدود. ويعتقد أن وجود الفضة في هذه المرشحات سيسمح بصورة انتقائية بنمو الجراثيم المتحملة للفضة. ولهذا السبب سيكون من المحتم أن يقتصر استخدام مثل هذه الأجهزة على مياه الشرب المعروفة بكونها مأمونة من الوجهة الميكروبيولوجية وغسل الأجهزة بماء دافق قبل أي استعمال. وتستخدم الفضة أحياناً في تطهير مياه الشرب في السفن. ونظراً لضرورة أوقات التلامس الطويلة أو التركيزات العالية، لا يعتبر استعمال الفضة في التطهير عملياً فيما يتعلق بتطبيقات نطاق الاستخدام.

6 - 3 - 5 إزالة الفلوريد

تم العثور على مستويات عالية من الفلوريد، تزيد عن 5 مغ/لتر، في بلدان عديدة (مثل الجزائر والصين ومصر والهند وتايلاند). وقد أدت أمثال هذه المستويات في بعض الأحيان إلى التسمم السني والهيكلية بالفلور.

دلائل جودة مياه الشرب

وقد تم تطوير تقنيات إزالة الفلوريد فيما يخص إمدادات المياه في المجتمع المحلي أو لكل منزل على حدة. وتستخدم أكثر تقنيات إزالة الفلوريد تواتراً تبادل الأيون والاستزاز إما مع مسحوق العظم المحم أو الألومين المنشط. وقد أبلغ عن أن تسهيلات الألومين المنشط على النطاق الكامل ومزيلات الفلوريد المنزلية التي تستخدم مسحوق العظام المحممة تمكنت من تخفيض مستويات الفلوريد من 5 - 8 مغ/لتر إلى أقل من 1 مغ/لتر. يمكن عادة تجديد مسحوق العظم المستخدم مع الفلوريد والألومين المنشط لاستعمالات أخرى.

4.6 اختيار المعالجة

قد تكون حماية مصدر المياه في المجتمعات الصغيرة والمناطق الريفية هي الشكل الوحيد للمعالجة الممكنة. وقد تمت دراسة هذه الإمدادات بالتفصيل في المجلد الثالث. وحين تكون المجتمعات كبيرة يزداد الطلب على المياه ولا يمكن تلبيته إلا باستخدام مصادر إضافية ذات جودة ميكروبيولوجية ضعيفة. وسوف تتطلب مثل هذه المياه كل موارد معالجة المياه لتوفير مياه شرب مرغوبة وأمنة.

أما المياه الجوفية المستخرجة من الطبقات الصخرية الخازنة للمياه والعميقة المحسنة الوقاية فتكون عادة خالية من المكروبات الممرضة، ويعتبر توزيع مثل هذه المياه الجوفية غير المعالجة من الممارسات العامة في كثير من البلدان وتوحي هذه الممارسة بأن منطقة التأثير محمية بإجراءات تنظيمية فعالة وبأن نظام التوزيع محمي حماية كافية ضد التلوث الثانوي لمياه الشرب. وفي حال تعذر ضمان الحماية المستمرة من المصدر إلى المستهلك، يصبح التطهير والمحافظة على تركيزات مناسبة للكلور المتبقي أمراً لا مñas منه.

وسوف تحتاج المياه السطحية في العادة إلى معالجة كاملة وتعد درجات الإزالة للمكروبات بواسطة التخثير والتنديف والترشيح السريع إذا اقترنت بالتصميم والتشغيل الصحيحين معادلة لتلك الدرجات الخاصة بالترشيح الرملي البطيء.

إن المعالجة الإضافية مثل الأوزنة والمشفوعة بالمعالجة بالكربون المنشط لإزالة الكربون العضوي القابل للتمثل من شأنها أن تخفف الكامن الخاص بمشكلات ما بعد النمو الناجمة عن الجراثيم المزعجة في شبكات التوزيع ويمكن أن يكون لرحلة الأوزنة تأثير معتد في خفض الأمراض. ويجب اعتبار التطهير إلزامياً لكافة الإمدادات المنقولة بالأنابيب والتي تستخدم المياه السطحية وحتى لتلك الإمدادات المستمدة من مصادر غير ملوثة وعالية الجودة. ما دام يفترض على الدوام وجود أكثر من حاجز واحد ضد انتقال العدوى في إمدادات المياه وعند ذلك يمكن تلبية المعايير الموضوعية، من أجل غياب الإشريكية القولونية والجراثيم القولونية بدرجة عالية من الاحتمالية في الشبكات الكبيرة ذات الإدارة الجيدة. ويتمثل الاتجاه الحالي في رفع استخدام المواد الكيميائية مثل الكلور والمخثرات في معالجة المياه وتطوير الطرائق الفيزيائية أو البيولوجية للمعالجة إلى المستوى الأمثل. بهدف خفض الجرعات المطلوبة من المواد الكيميائية وبالتالي، خفض تشكل النواتج الثانوية للتطهير.

5.6 شبكات التوزيع

تتقدم شبكات التوزيع بنقل المياه من مكان المعالجة إلى المستهلك. وسوف يتحكم في تصميمها وحجمها الطبوغرافية وموقع وحجم المجتمع المحلي. ويجب أن يظل الهدف دائما هو ضمان تلقي المستهلك للإمدادات الكافية وغير المتقطعة وأن التلوث لا يمكنه الانتقال بطريق العبور

وتظل نظم التوزيع عرضة للتلوث عند هبوط الضغط وخصوصاً في الإمدادات المتقطعة في كثير من المدن في البلدان النامية. يحدث الإمتصاص غالبا عن طريق الضخ المباشر من الخطوط الرئيسية إلى صهاريج التخزين الخاصة وهذه ممارسة يجب خفضها إلى أدنى حد ممكن ويمكن أن تتدهور الجودة البكتريولوجية للمياه أثناء التوزيع. فإذا كانت المياه تحتوي على كربون عضوي معتد قابل للتبثّل أو أمونيا، فهذا يعني عدم المحافظة على مستويات ثمالية كافية من المطهر وإذا لم تغسل هذه الخطوط الرئيسية بالماء الدافق وتنظف على نحو متواتر بما يكفي، يمكن أن يظهر نمو الجراثيم المزعجة وغيرها من الكائنات الحية. وعندما تحتوي المياه على كربون عضوي قابل للتمثّل يمكن تقديره وبلغ (0.25 مغ/لتر) وعندما تتجاوز درجة حرارة المياه 20 درجة سيلسيوس يمكن أن يكون من الضروري بلوغ تركيز الكلور الحر المتبقي مقداره 0.25 مغ/لتر للحيلولة دون نمو البكتريا الغازية وغيرها من الجراثيم المزعجة يمكن للمكروبات المتصلة أن تنمو حتى مع وجود الكلور المتبقي. يجب أن يكون الهدف إنتاج مياه ثابتة بيولوجيا مع مستويات منخفضة جدا من المركبات العضوية والأمونيا للحيلولة دون ظهور مشاكل النمو الميكروبي في عملية التوزيع

كما يجب تنقيش صهاريج التخزين تحت الأرض ومستودعات الخدمة لضمان عدم وجود ترّد في البنبان أو ترشيع للمياه السطحية أو الجوفية كما يجب تسوير الأرض الحافية على صهاريج التخزين الأرضية لمنع دخول البشر والحيوانات والحق الضرر بالمنشآت. وتتبع أعمال الإصلاح للخطوط الرئيسية إمكانية أخرى للتلوث كما أن فقد الضغط المحلي قد يؤدي إلى إرتداد المياه الملوثة إلى الأنابيب ما لم تستخدم صمامات ضبط داخل شبكة المياه عند نقاط حساسة مثل الإمدادات الخاصة بريّ الحدائق وإمدادات المياول. وفي حالة إصابة الخط الرئيسي بأضرار ووجود احتمال لدخول الفضلات السائلة من المجرور المتكسر أو مياه الصرف عندها يكون الوضع في منتهى الخطورة. ويجب تحديد نوعية الإجراءات الواجب اتخاذها لتأمين الحماية للمستهلك من خطر الأمراض المنقولة بواسطة المياه في مجموعات القوانين الوطنية الخاصة بالممارسة وضمن إطار التعليمات المحلية الصادرة إلى هيئة العاملين في محطات المياه.

ويمكن أن يحدث التلوث الميكروبي من جراء نمو على مواد بناء غير مقبولة يحدث تماس مباشر بينها وبين المياه كالفلكات المطاطية والمركبات التي تتألف منها بطانات الأنابيب والواد البلاستيكية المستخدمة في الأنابيب والصنابير. ويجب على الأجهزة الوطنية مراقبة استخدام أمثال هذه المواد.

6.6 مكافحة الإنتكال

6-6-1 المقدمة

يتميز الإنتكال بالذوبان الجزئي للمواد المكونة للمعالجة ونظم الإمدادات والمصارف والأنابيب والصمامات والمضخات. ويمكن أن يؤدي هذا الذوبان إلى قصور بيئي وإلى التآكل وفقد القدرة وتردي الجودة الكيميائية والميكروبيولوجية. ويؤثر الإنتكال الداخلي للأنابيب والتوصيلات بصورة مباشرة على تركيزات بعض مكونات المياه التي وضعت لها القيم الدلالية. بما في ذلك الكاديوم والنحاس والحديد والرصاص والزنك ولذلك تمثل مكافحة الإنتكال جانباً هاماً من جوانب إدارة نظام الإمدادات بالمياه.

ونظراً لخصائصها المتعلقة بجودة المياه فإن الدراسة الحالية ستقتصر على الإنتكال الداخلي للأنابيب، ولحماية الأنابيب من الإنتكال الخارجي أهمية قصوى، إلا أنها أقل تعلقاً بجودة المياه.

وتشمل مكافحة الإنتكال العديد من المتطلبات بما في ذلك تركيزات الكاديوم والبيكربونات والكربونات والأكسجين الذائب والبالهات. تختلف المتطلبات التفصيلية لكل ماء على حدة ولكل مادة مستخدمة في التوزيع.

6-6-2 اعتبارات أساسية

يعتبر كثير من المعادن. بما في ذلك تلك المستخدمة في إنشاء نظم الإمداد بالمياه غير ثابتة في وجود المياه ويميل إلى التحول أو التبدل إلى صيغة أكثر ثباتاً وكثيراً ما تكون هذه الصيغة ذوابة - ويمكن تتميز هذه العملية باسم الإنتكال - أما المعدل الذي تحدث به هذه التغيرات عوامل كيميائية وفيزيائية كثيرة. ويمكن أن يكون سريعاً جداً أو في غاية البطء وتتميز خصائص نواتج الإنتكال بأهميتها الكبيرة وكذلك النواتج النهائية الثابتة للعملية. وإذا كان أي من هذه ذوابة في الماء فسيكون الإنتكال سريعاً. وحين تكون نواتج الإنتكال غير ذوابة يمكن عمل سلم تدريج وقائي على سطح المياه وعندها يصبح الإنتكال بطيئاً جداً. تكون نواتج الإنتكال غير الذوابة وقائية فقط حين تشكل طبقة لا يمكن اختراقها وإذا كُوت كتلة إسفنجية أو متندفة فسيستمر الإنتكال مؤدياً إلى تردي جودة المياه، وتخفيض طاقة الحمل في الأنابيب وأشكال النمو الميكروبي (الطبقات الرقيقة البيولوجية)، التي يمكن أن تكون محمبة من الكلور المتبقي.

كما يتأثر الإنتكال تأثيراً كبيراً بالخصائص الكهربائية للمعادن الداخلة في تماس مع المياه. وتظهر المعادن المختلفة ميولاً مختلفة لتكوين شحنة كهربائية بالتماس مع المياه. وهذا الاختلاف معروض فيما يسمى بالسلسلة الغلفانية. وعندما يكون معدنان مختلفان (أو غيرها من المواد الموصلة كهربائياً) في حالة تماس. تتشكل خلية غلفانية يذوب فيها المعدن عند المسرى الكهربائي السالب. وليس من الضروري أن تكون كلتا المادتين المعنيتين في نفس الموقع إذا كانا في حالة تماس كهربائي. ويعطي تشكل الخلية الغلفانية في العادة قوة دافعة للإنتكال.

ويتحكم في معدل الإنتكال بصورة رئيسية المعدل الذي تنتقل به التفاعلات الذابة إلى السطح المعدني المعدل الذي تنتقل به النواتج الذابة بعيداً عن موقع التفاعل. ولذلك تزداد

6 - حماية وتحسين جودة المياه

معدلات الإنتكال زيادة مطردة مع زيادة تركيز الأيونات في المياه وكذلك مع زيادة درجات الـ **الرج** ويمكن أن يزداد معدل الإنتكال ازدياداً مفاجئاً في حالة سرعات المياه العالية جداً نتيجة الإنتكال الحثي وكما هو الحال في التفاعلات الكيميائية الأخرى تزداد معدلات الإنتكال مع زيادة درجات الحرارة.

وتتعرض معادن معينة لظاهرة تعرف بالتمهيد. وبالنسبة لهذه المواد التي تتضمن الحديد والنيكل والكروم وخلانطها، يؤدي تطبيق فولطيات معينة إلى تناقص كبير في معدل الإنتكال، يستمر على مدى مجال كبير من الفولطية المطبقة. وتستغل هذه العملية في بعض استراتيجيات مكافحة الإنتكال، بما في ذلك "الحماية المصعدية" ولا يمكن مكافحة إنتكال كل من النحاس والرصاص والزنك بواسطة الحماية المصعدية.

6 - 6 - 3 تأثير تركيب المياه

يعتبر الأوكسجين المذاب من أهم العوامل المؤثرة على معدل الإنتكال فهو مشارك مباشر في تفاعل الإنتكال. وفي معظم الظروف، يلاحظ أنه كلما ارتفع تركيزه ارتفع معدل الإنتكال. ويتحكم الباهاء (pH) في الذوبانية ومعدل التفاعل. وإلى حد ما في كيمياء السطح في معظم أنواع المعادن الداخلة في تفاعلات الإنتكال. ولهذا أهميته بوجه خاص فيما يتعلق بتشكيل الطبقة الرقيقة الواقية على سطح المعدن.

وهناك دليل متزايد على أهمية العمل العدوانى الذي يقوم به أيون الكلوريد في إنتكال المعادن المستخدمة في نظم التوزيع. كما يوجد دليل على تأثير الكلور المتبقي في معدل الإنتكال

6 - 6 - 4 إنتكال مواد الأنابيب

النحاس

يمكن أن تتعرض الأنابيب النحاسية للإنتكال العام. وهجمة الصدام والإنتكال بالتؤهد. ويرتبط الإنتكال العام للنحاس في معظم الأحيان بالمياه الحمضية البسرة. وتعتبر المياه التي تقل فيها الباهاء (pH) عن 6.5 وتقل عسرتها عن 60 مغ/لتر (مثل CaCO_3) شديدة العدوانية على النحاس ويجب عدم نقلها بالأنابيب النحاسية أو غليها في مراجل نحاسية. وتعتبر هجمة الصدام نتيجة سرعات تدفق زائدة تزداد حدتها في المياه البسرة في درجة حرارة عالية والباهاء (pH) منخفض ومن الشائع أن يرتبط التؤهد في النحاس بالمياه الجوفية العسرة التي يتجاوز تركيز ثنائي أكسيد الكربون فيها 5 مغ/لتر وبمستوى عال من الأوكسجين المذاب ويمكن أن ترتبط المياه السطحية ذات اللون العضوي (مواد دبالية) بإنتكال التؤهد أيضاً. كما ترتبط نسبة عالية من مشاكل الانتكال العام والإنتكال عن طريق التؤهد بالأنابيب الجديدة التي تتكون عليها بعد طبقة الأكسيد الواقية.

دلائل جودة مياه الشرب

الرصاص

يعتبر انتكال الرصاص (الذئبيبة الرصاصية) بالغ الأهمية نظراً لأثاره الضائرة على جودة المياه. وما تزال تمديدات الأنابيب الرصاصية شائعة في المنازل القديمة، كما يستعمل لحام الرصاص على نطاق واسع وخصوصاً من أجل توصيل الأنابيب النحاسية. والرصاص ثابت في المياه بعدد من الأشكال تبعاً للباها، (pH) كما يتحكم في ذوبانية الرصاص إلى حد بعيد تشكل كاربونات الرصاص غير الذوابة. تزداد ذوبانية الرصاص بدرجة ملحوظة عندما يقل الباهاء عن 8 نظراً للتناقص الكبير في تركيز كربونات التوازن. وعلى هذا تعمل الذئبيبة الرصاصية إلى أن تبلغ حدتها الأقصى داخل المياه ذات الباهاء، (pH) المنخفضة والتلوية المنخفضة، ويفترض في إجراء التحكم المؤقت والمفيد ريثما يتم استبدال الأنابيب أن يحرص على أن يظل الباهاء يتراوح بين 8.0 و8.5.

الإسمنت والخرسانة (الباطون)

الخرسانة مادة مركبة تتألف من حزام أسمنتي يُطوَّق كداسة خاملة. أما الإسمنت فهو في المقام الأول خليط من سيليكات الكالسيوم والألومينات مع بعض الجير الحر ويستخدم الملائم الإسمنتي الذي تكون فيه الكداسة من الرمل الناعم بطانة واقية في أنابيب المياه الحديدية والفولاذية. أما في أنابيب الإسمنت الإميانتي (A/C)، فتكون الكداسة من ألياف الإميانتي. والإسمنت عرضة للتدهور في حال التعرض الطويل للمياه العدوانية - إما بسبب ذوبان الجير وغيره من المركبات الذوابة أو بسبب الهجمة الكيميائية من قبل الأيونات العدوانية مثل الكلوريد أو السلفات - وقد يؤدي هذا إلى قصور بنيوي في أنابيب الإسمنت. وترتبط عدوانية المياه تجاه الإسمنت بقيمة منسب لانجلييه، التي تقيس الكامن من أجل ترسب أو ذوبان كربونات الكالسيوم (انظر الفقرة 6 - 6 - 6). هناك أيضاً "منسب عدوانية" مشابه كان يستخدم استخداماً نوعياً لتقييم الكامن من أجل ذوبان الخرسانة وقد يكون الباهاء (pH) البالغ 8.5 أو أكثر ضرورياً لمكافحة إنتكال الإسمنت

6 - 6 - 5 الجوانب الميكروبيولوجية للإنتكال

يمكن للمكروبات أن تلعب دوراً معتداً في إنتكال مواد الأنابيب بتشكيلها مناطق دقيقة من الباهاء المنخفض أو تركيزات عالية للأيونات الإنتكالية تتوسط عمليات التأكسد أو بإزالة نواتج الإنتكال وتمزيق الطبقات الرقيقة السطحية الواقية. ومن أهم الجراثيم ذات العلاقة بالإنتكال المنخفضة للسلفات وجراثيم الحديد. ولكن يمكن لخفضات الفترات ومخفضات الميثان أن يكون لها دور في بعض الحالات. على أن الإنتكال المحرّض بالمكروبات يجنح إلى تكوين مشكلة في نظم التوزيع التي لا يتم الحفاظ فيها على تركيزات من متبقي الكلور، وخصوصاً في "النهايات الميتة" وغيرها من الحالات التي يكون فيها التدفق منخفضاً كما يمكن أن يشكل مشكلة حيثما توجد الترسبات الفلزية الثقيلة أو حيثما تتشكل نواتج إنتكال كبيرة

6 - 6 - 6 مناسب الانتكال

تم تطوير عدد من المناسب لتمييز كامن الانتكال في أي مياه على وجه الخصوص. ويعتقد أغلبها على افتراض مؤداه أن المياه التي تميل إلى ترسيب أفلاس كربونات الكالسيوم على سطوح المعادن ستكون أقل انتكالية. وعلى ذلك يمثل منسب لانجلييه المعروف جيداً الفرق بين الباهاء الفعلية للمياه وباهاء الإشباع الخاص بها وهذا الباهاء هو ذلك الذي ستكون به المياه ذات القلوية نفسها وعُصرة الكالسيوم نفسها في حالة توازن مع كربونات الكالسيوم الصلبة. ويضاف إلى عسرة الكالسيوم وقلويته أن حساب باهء الإشباع يأخذ بالاعتبار تركيز إجمالي الجوامد الذائبة ودرجة الحرارة.

وتعتبر المياه التي يكون فيها الباهاء أعلى من باهء الإشباع الخاص بها (منسب لانجلييه الإيجابي) مغرطة التشبع فيما يخص كربونات الكالسيوم ومن ثم تنزع إلى ترسيب أفلاس. وعلى التقيض من ذلك تعتبر المياه التي يقل فيها الباهاء عن باهء الإشباع الخاص بها (منسب لانجلييه السلبي) أقل إشباعاً فيما يخص كربونات الكالسيوم ولذلك تعتبر عدوانية وهناك مخططات معادلة لتبسيط تحديد باهء الإشباع. وفي الحالة المثالية يفترض أن تكون المياه الموزعة عند باهء الإشباع الخاص بها أو أعلى منه قليلاً.

لقد أثبت منسب لانجلييه وغيره من المؤشرات القائمة على مبادئ مماثلة أنه يساعد على التنبؤ بمشاكل الانتكال في كثير من الحالات ومعالجتها. ومن الواضح. على كل حال، أن الافتراض القائل إن فلس كربونات الكالسيوم سيبقى دائماً واقياً وأن المياه التي لا ترسب مثل هذا الفلس ستبقى دائماً إنتكالية يبالغ في تبسيط ظاهرة معقدة. ولذلك فليس من المدهش، أن تكون المحاولات الخاصة بالتحديد الكمي للعدوانية على هذا الأساس قد أفضت إلى نتائج مختلطة.

وقد تم إثبات فائدة نسبة تركيزات الكلوريد والسلفات إلى تركيز البيكربونات (نسبة Larson، في تقييم إنتكالية المياه بالنسبة لحديد الصب والفولاذ. واستخدم أسلوب مماثل في دراسة ذوبان الزنك من توصيلات النحاس الأصفر

6 - 6 - 7 استراتيجيات مكافحة الانتكال

تتضمن الاستراتيجيات الرئيسية لمكافحة الانتكال ما يلي.

- التحكم بالمتغيرات البيئية المؤثرة على نسبة الانتكال.
- إضافة مثبطات كيميائية.
- القياسات الكيميائية الكهربائية.
- الاعتبارات المتعلقة بتصميم نظام التوزيع.

إن الطرائق الأكثر تطبيقاً لمكافحة الانتكال داخل نظام توزيع المياه هي التحكم بالباهاء، وزيادة عسرة الكربونات أو إضافة مثبطات الانتكال مثل متعدد فوسفات الصوديوم أو السيليكات وأورثوفوسفات الزنك. ويجب أن تكون النوعية والجرعة القصوى المزمع استخدامها متوافقة مع المواصفات الوطنية المناسبة لمثل هذه المواد الكيميائية الخاصة بمعالجة المياه وعلى الرغم من أن مراقبة الباهاء تعد أسلوباً هاماً، فمن الواجب دائماً أن

دلائل جودة مياه الشرب

يؤخذ بعين الاعتبار تأثيره المحتمل على جوانب أخرى من تكنولوجيا الإمداد بالمياه بما في ذلك التطهير.

7.6 إجراءات الطوارئ

من الضروري أن تتولى الجهات المسؤولة عن الإمداد بالمياه وضع خطط للطوارئ يمكن تنفيذها في حالة حدوث طارئ، ويجب أن تأخذ هذه الخطط بعين الاعتبار كامن الكوارث الطبيعية (كالزلازل والفيضانات والأضرار التي تلحق بالمعدات الكهربائية من جراء ضربات البرق)، وكذلك الحوادث (حالات الاندلاق من مستجمعات الأمطار)، والأضرار اللاحقة بمحطات المعالجة ونظم التوزيع وكذلك الإجراءات التي يتخذها البشر (كالإضرابات والتخريب). ويجب أن تحدد خطط الطوارئ، بشكل واضح مسؤوليات الإجراءات التنسيقية الواجب اتخاذها وخطة للاتصالات لإصدار وإشعار المستهلكين للإمدادات، وأن تضع خططا لتأمين وتوزيع إمدادات الطوارئ من المياه.

إن القرار القاضي بإغلاق الإمدادات في حالات الطوارئ، ينطوي في ذاته على الالتزام بتأمين إمدادات بديلة مأمونة. قد يفرض إعلام المستهلكين بضرورة غلي المياه وإجراء الكلورة الفائقة واتخاذ الإجراءات التصحيحية الفورية. ويقصد بالمعايير الوطنية لمياه الشرب التأكد من أن المستهلك يتمتع بمياه مأمونة وصالحة للشرب وعدم إغلاق إمدادات المياه ذات النقاوض.

ومن الضروري في حالات الطوارئ التي تظهر فيها بيئة على وجود تلوث برازي في إمدادات المياه، اللجوء إما إلى تعديل المعالجة للمصادر الموجودة أو استعمال مصادر بديلة للمياه بصورة مؤقتة. وقد يكون من الضروري زيادة التطهير عند المصدر أو إعادة الكلورة أثناء التوزيع. ويجب إبقاء نظام التوزيع تحت ضغط مستمر قدر الإمكان، لأن التصدير في هذا الصدد سيزيد من خطر دخول التلوث إلى الأنابيب زيادة كبيرة كما سيزيد إمكانية ظهور الأمراض المنقولة بالمياه وإذا تعذر الحفاظ على الجودة، وجب إعلام المستهلكين بوجوب غلي المياه خلال فترة الطوارئ، وينبغي أيضا إيصال المياه إلى غليان دوار شديد لمدة دقيقة. ولما كانت المياه تغلي في درجة حرارة أقل مع زيادة الارتفاع، فمن الواجب إضافة دقيقة من الغليان لكل 1000 م فوق سطح البحر. وهذا من شأنه أن يقتل أو يعطل نشاط الخلايا الإنشائية للجراثيم والفيروسات وكذلك كيميات الجياردية. وفي حالة استخدام إمدادات ضخمة في الصحاري يجب إضافة الكلور الكافي لضمان وجود تركيز متبقي من الكلور الحر لا يقل عن 0.5 مغ/لتر لمدة لا تقل عن 30 دقيقة عند نقطة التوريد. ويجب تطهير الصحاري أو تنظيفها بالبخار قبل الاستعمال. وينبغي أيضا دراسة إجراءات الاستخدام المؤقتة لمطهرات أخرى مثل إضافة الحبوب المطهرة البطيئة الإطلاق للمياه المأخوذة من الصنبور والتأكد من أنها تؤمن التطهير المأمون والمُعول.

وليس من الممكن إعطاء توجيه عام يشمل حالات الطوارئ التي تسبب المواد الكيميائية فيها تلوثا شاملا للإمدادات. أما القيمة الدلالية الموصى بها فترتبط بمستوى التعرض يعتبر ممكن التحمل على مدى العمر. ولا يُنظر عادة بعين الاعتبار إلى التأثيرات السامة الحادة أثناء تقييم المدخول اليومي الممكن تحمله. ويتوقف طول الفترة الزمنية التي سيكون التعرض

6 - حماية وتحسين جودة المياه

أثناءها مادة كيميائية تزيد كثيراً عن القيمة الدلالية ليكون مضرًا بالصحة من الناحية السمية على عوامل تختلف من ملوث لآخر. ويعتبر كلٌّ من نصف العمر البيولوجي للملوث وطبيعة السمية والمقدار الذي يتجاوز عنده التعرض للقيمة الدلالية من الأمور ذات الأهمية الحاسمة يجب استشارة سلطات الصحة العامة في حالات الطوارئ بمدد الإجراء الملائم.

ثَبَتُ المراجع

الفصل الثاني. الجوانب الميكروبيولوجية

العوامل الممرضة ومكافحة الأمراض المنقولة بالماء

- Falconer IR, Heresford AM, Runnegar MTC. Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green algae, *Microcystis aeruginosa*. *Medical Journal of Australia*, 1983, 1: 511-514.
- Gabraith NS et al. Water and disease after Croydon: a review of water-borne and water-associated diseases in the UK, 1937-1986. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 1987, 1: 7-21.
- Lippy EC, Waltrip SC. Waterborne disease outbreaks - 1946 - 1980, a thirty-five year perspective. *Journal of the American Water Works Association*, 1984, 76(2): 60-67.
- Regli S et al. Modelling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. *Journal of the American Water Works Association*, 1991, 83(11): 76-84.
- Short CS. The Bramham incident, 1980 - an outbreak of water-borne infection. *Journal of the Institution of water and Environmental Management*, 1988, 2: 383-390.
- Steering Committee for Cooperative Action for the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade. *Report on IDWSSD impact on diarrheal disease*. Geneva, World Health Organization, 1990¹.
- Steering Committee for Cooperative Action for the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade. *Report on IDWSSD impact on dracunculiasis*. Geneva, World Health Organization, 1990¹.
- Steering Committee for Cooperative Action for the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade. *Report on IDWSSD impact on schistosomiasis*. Geneva, World Health Organization, 1990¹.
- World Health Organization. *Surveillance of drinking-water quality*. Geneva, 1976 (Monograph Series, No 63).

¹ Unpublished document, available from Community Water Supply and Sanitation. World Health Organization, 1211 Geneva 27, Switzerland.

تُت المراجع

الطرائق الميكروبيولوجية القياسية

- American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17th ed. Washington, DC, 1989
- Block J-C, Schwartzbrod L. *Analyse virologique des eaux. Techniques de mise en évidence de virus humains*. Paris, Technique et Documentation, Lavoisier, 1982
- Codex Alimentarius Commission. *Codex standards for natural mineral waters and edible ice and ice mixes*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Codex Alimentarius Vol. XII, 1st ed., 1982, and Suppl. 1, 1986
- Department of Health and Social Security. *The bacteriological examination of drinking water supplies*. 1982. London, Her Majesty's Stationery Office, 1983 (Reports on Public Health and Medical Subjects No. 71).
- Maul A, Vagost D, Block J-C. *Stratégie d'échantillonnage pour l'analyse microbiologique sur les réseaux de distribution d'eau*. Paris, Lavoisier, 1989

الفصل الثالث. الجوانب الكيميائية

الطرائق الاعتيادية والتحليلية

- American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17th ed. Washington, DC, 1989
- International Organization for Standardization. *Water quality series*. Geneva.
- Rodier J. *L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. 7th ed. Paris, Dunod, 1984

تقدير المخاطر

- Bull RJ, Kopfler FC. *Health effects of disinfectants and disinfection by-products*. Denver, CO, American Waterworks Association, 1991
- Environmental Health Criteria Series. Geneva, World Health Organization
- Pentachlorophenol* (No 71, 1987)
 - Permethrin* (No 94, 1990)
 - Methylmercury* (No 101, 1990)
 - Beryllium* (No 106, 1990)
 - Barium* (No 107, 1990)
 - Nickel* (No 108, 1990)
 - Tributyltin compounds* (No 116, 1990)
 - Inorganic mercury* (No 118, 1990)
 - Aldicarb* (No 121, 1991)
 - Lindane* (No 124, 1991)
 - Chlorobenzenes other than hexachlorobenzene* (No 128, 1991)
 - Diethylhexylphthalate* (No 131, 1992)

دلائل جودة مياه الشرب

Cadmium (No 134, 1992)

1,1-Trichloroethane (No 136, 1992)

International Agency for Research on Cancer: *Overall evaluations of carcinogenicity: an updating of IARC Monographs volumes 1 to 42* Lyon, 1987 (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Suppl. 7)

International Agency for Research on Cancer: *Chlorinated drinking-water, chlorination by-products, some other halogenated compounds; cobalt and cobalt compounds* Lyon, 1991 (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 52)

Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives: *Evaluation of certain food additives and the contaminants, mercury, lead and cadmium* sixteenth report Geneva, World Health Organization, 1972 (WHO Technical Report Series, No. 505)

Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives: *Evaluation of certain food additives and contaminants* Geneva, World Health Organization

Twenty-second report, 1978 (WHO Technical Report Series, No. 631)

Twenty-sixth report, 1982 (WHO Technical Report Series, No. 683)

Twenty-seventh report, 1983 (WHO Technical Report Series, No. 696)

Twenty-eighth report, 1984 (WHO Technical Report Series, No. 710)

Thirtieth report, 1987 (WHO Technical Report Series, No. 751)

Thirty-third report, 1989 (WHO Technical Report Series, No. 776)

Thirty-seventh report, 1991 (WHO Technical Report Series, No. 806)

International Programme on Chemical Safety: *Summary of toxicological evaluations performed by the Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (JMPR)* Geneva, World Health Organization, 1991 (unpublished document, WHO/PCS/92.9, available from Programme for the Promotion of Chemical Safety, World Health Organization, 1211 Geneva 27, Switzerland)

National Research Council: *Drinking water and health, Vol. 1 1977, to Vol. 9 1989* Washington, DC, National Academy Press

National Research Council: *Recommended dietary allowances*, 10th ed. Washington, DC, National Academy Press, 1989

الفصل الرابع. الجوانب الإشعاعية

American Public Health Association: *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 17th ed. Washington, DC, 1989.

Optimization and decision-making in radiological protection. *Annals of the ICRP*, 1989, 20 (1)

1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Annals of the ICRP*, 1990, 21 (1-3)

Association of Official Analytical Chemists: *Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists*, 15th ed. Washington, DC, 1990

تت المراجع

- Environmental Measurements Laboratory *EML procedures manual*. New York, Department of Energy, 1990 (HASL-300).
- International Organization for Standardization. *Water quality - measurement of gross alpha activity in non-saline water - thick source method*. Geneva, 1990 (Draft International Standard 9696).
- International Organization for Standardization. *Water quality - measurement of gross beta activity in non-saline water*. Geneva, 1990 (Draft International Standard 9697).
- National Council on Radiation Protection and Measurements. *Control of radon in houses. Recommendations of the National Council on Radiation Protection and Measurements*. Bethesda, MD, 1989 (NCRP Report No.103).
- National Radiological Protection Board. *Committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides*. A report of the National Radiological Protection Board of the United Kingdom. Chilton, Didcot, 1991 (NRPB-R245).
- Suez MJ, ed. *Examination of water for pollution control*. 3 vols. Oxford, Pergamon Press, 1982.
- United States Environmental Protection Agency. *Eastern Environmental Radiation Facility. Radiochemistry procedures manual*. Montgomery, AL, 1987 (EPA 520/5-84-006).
- United Nations. Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Sources, effects and risks of ionizing radiation*. New York, United Nations, 1988.
- World Health Organization. *Derived intervention levels for radionuclides in food*. Geneva, 1988.

الفصل الخامس. جوانب المقبولة

- Department of National Health and Welfare (Canada). *Guidelines for Canadian drinking water quality. Supporting documentation*. Ottawa, 1980.
- National Institute for Water Supply. *Compilation of odour threshold values in air and water*. Zeist, Netherlands, 1977.
- Zoetman BCJ. *Sensory assessment of water quality*. New York, Pergamon Press, 1980.

الفصل السادس. حماية وتحسين جودة المياه

- Abram FSH et al. *Permethrin for the control of animals in water mains*. Medmenham, Water Research Centre, 1980 (Technical Report No 145).
- American Water Works Association. *Water quality and treatment*. 4th ed. New York, McGraw-Hill, 1990.
- Cox CR. *Operation and control of water treatment processes*. Geneva, World Health Organization, 1969 (Monograph Series, No 49).
- Degrémont. *Water treatment handbook*, 6th ed. Paris, Lavoisier, 1991.

- Department of the Environment, Welsh Office. *Guidance On safeguarding the quality of public water supplies*. London, Her Majesty's Stationery Office, 1989.
- Department of National Health and Welfare (Canada). *Guidelines for Canadian drinking water quality. Application manual for the production of drinking water*. Ottawa, Canadian Government Publishing Centre (in press).
- Dupont A. *Hydraulique urbaine. Tome 1: Hydrologie, captage et traitement des eaux*, 1986. Tome 2: *Ouvrages de transport. Élévation et distribution des eaux*, 1988. Paris, Eyrolles.
- Lallemant-Barres A, Roux J-C. *Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine*. Orléans, Editions du BRGM, 1986 (Coll. Manuels et Méthodes, No.19).
- Montout G, Larguer M. *Protection des distributions d'eau*. Paris, Compagnie générale des Eaux. Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris, 1979.
- Rajagopalan S, Shiffman MA. *Guide to simple sanitary measures for the control of enteric diseases*. Geneva, World Health Organization, 1974.
- Water Authorities Association. *Guide to the microbiological implications of emergencies in the water services*. London, 1985.
- World Health Organization. *Surveillance of drinking-water quality*. Geneva, 1976 (Monograph Series, No 65).
- WHO Regional Office for Europe. *Disinfection of rural and small-community water supplies*. Medmenham, Water Research Centre, 1989.

الملحق 1 . لائحة بأسماء المشاركين في الاجتماعات التحضيرية

المشاوراة الخاصة بمراجعة الدلائل الإرشادية التي وضعتها المنظمة لضمان جودة
مياه الشرب (روما، إيطاليا، 17 - 19/10/1988)

الأعضاء

- L. Albanus, Head, Toxicology Laboratory, National Food Administration, Uppsala, Sweden
- J. Alexander, Toxicological Department, National Institute of Public Health, Oslo, Norway
- J. A. Cotruvo, Director, Criteria and Standards Division, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- H. de Krujff, Laboratory for Ecotoxicology, Environmental Chemistry and Drinking-Water, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
- H.H. Dieter, Director and Professor, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin
- J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England
(*Rapporteur*)
- E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy
- J.R. Hickman, Acting Director-General, Environmental Health Directorate, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada
- Y. Magara, Director, Department of Sanitary Engineering, Institute of Public Health, Tokyo, Japan
- R.F. Packham, Chief Scientist, Water Research Centre, Medmenham, England
- M. Waring, Department of Health and Social Security, London, England
- G.A. Zapponi, Environmental Impact Assessment Section, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy

المراقبون

- S. Blease, Administrator, Water Protection Division, Commission of European Communities, Brussels, Belgium

دلائل جودة مياه الشرب

- B. Julin, Regulatory Affairs Manager, International Group of National Associations of Manufacturers of Agrochemical Products, Wilmington, DE, USA
- A. Pelfrène, International Group of National Associations of Manufacturers of Agrochemical Products, Paris, France
- N. Sarti, Division of Water and Soil, Ministry of Health, Rome, Italy

الأمانة

- G. Burin, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- M. Mercier, Manager, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- G. Ozolins, Manager, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland (*Moderator*)
- S. Tarkowski, Director, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

مشاورة حول الميكروبيولوجيا (لندن، انكلترا، 1989/6/23)

الأعضاء

- U. Blumental, London School of Hygiene and Tropical Medicine, London, England
- S. Cairncross, London School of Hygiene and Tropical Medicine, London, England
- A.H. Havelaar, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
- R.F. Packham, Marlow, England
- W. Stelzer, Research Institute of Hygiene and Microbiology, Bad Elster, German Democratic Republic
- H. Utiken, Department of Sanitary Engineering and Environmental Protection, National Institute of Public Health, Oslo, Norway
- R. Walter, Director, Institute for General and Community Hygiene, Dresden, German Democratic Republic

الأمانة

- J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

الملحق 1

- R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- B. Lloyd, Environmental Health Unit, Robens Institute of Industrial and Environmental Health and Safety, Guildford, England
- F.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham, England

المشاوره حول تنسيق العمل (كوبنهاغن، الدانمارك، 4 - 5/1989)

الأعضاء

- J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England (Co-Rapporteur)
- E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanita, Rome, Italy
- E.S. Jensen, Senior Technical Adviser on Water Supply and Sanitation Projects, Technical Advisory Division, Danish International Development Agency, Copenhagen, Denmark
- A. Minderhoud, Laboratory for Ecotoxicology, Environmental Chemistry and Drinking-Water National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
- B. Mintz, Chief, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- P.A. Nielsen, Scientific Officer, Toxicologist, Institute of Toxicology, National Food Agency, Soborg, Denmark
- E. Poulsen, Chief Adviser in Toxicology, Institute of Toxicology, National Food Agency, Soborg, Denmark
- B. Schultz, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

الامانة

- G. Burin, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland (Co-Rapporteur)
- O. Espinoza, Regional Officer for International Water Decade, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- D. Kello, Project officer for Toxicology and Food Safety, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

دلائل جودة مياه الشرب

- S. Tarkowski, Director, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

اجتماع مجموعة التنسيق. (جنيف. سويسرا 13 - 14/3/1990)

الأعضاء

- J. K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England
E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanita, Rome, Italy
J. R. Hickman, Acting Director-General, Environmental Health Directorate, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada
A. Minderhoud, Laboratory for Ecotoxicology, Environmental Chemistry and Drinking Water, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
B. Mintz, Chief, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
B. Schultz, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

الأمانة

- G. Burin, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
O. Espinoza, Regional Officer for International Water Decade, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
D. Kello, Project Officer for Toxicology and Food Safety, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
G. Ozolins, Manager, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
R. Plestina, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

اجتماع مجموعة المراجعة الأولى حول مبيدات البوم (بوستو غارولفو، إيطاليا،
25 - 30/6/1990)

الأعضاء

- H. Abouzaid, Chief, Water Quality Control Division, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Chellah, Morocco

الملحق 1

- H. Atta-ur-Rahman, Director, H.E.I. Research Institute of Chemistry, Karachi, Pakistan
- V. Benes, Chief, Toxicology and Reference Laboratory, Institute of Hygiene and Epidemiology, Prague, Czechoslovakia
- J.F. Borzelleca, Pharmacology, Toxicology, Medical College of Virginia, Virginia Commonwealth University, Richmond, VA, USA
- L. Brener, Chief, Department of Mineral Analysis, Research Laboratory, Société Lyonnaise des Eaux-Dumez, Paris, France
- D. Calamari, Institute of Agricultural Entomology, Faculty of Agriculture, University of Milan, Italy
- J. Du, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- J. K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England (*Rapporteur*)
- J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark
- E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy
- A. Jaron, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium
- M. Maroni, Director, International Centre for Pesticide Safety, Busto Garolfo, Italy
- Y. Patel, Health Effects Assessment, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- E. Poulsen, Chief Adviser in Toxicology, Institute of Toxicology, National Food Agency, Søborg, Denmark (*Chairman*)
- J. Rueff, Department of Genetics, Faculty of Medical Science, Lisbon, Portugal
- B. Schultz, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark
- J.A. Sokal, Head, Department of Toxicity Evaluation, Institute of Occupational Medicine, Lodz, Poland
- M. Takeda, Director of Environmental Chemistry, National Institute of Hygienic Science, Tokyo, Japan
- E.M. den Tonkelaar, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
- G. Wood, Acting Head, Criteria Section, Monitoring and Criteria Division, Environmental Health Directorate, Health and Welfare, Ottawa, Canada

دلائل جودة مياه الشرب

المراقبون

- S. Behrendt, BASF AG, Limburgerhof, Federal Republic of Germany
- S. Hahn, BASF AG, Limburgerhof, Federal Republic of Germany
- H. Kieczka, BASF AG, Limburgerhof, Federal Republic of Germany
- S. Kimura, Southern Fukuoka Prefecture, Water Spread Authority, Japan Water Works Association, Tokyo, Japan
- E. Sarhan, CIBA-GEIGY Ltd, Basel, Switzerland
- G.E. Veenstra, Shell International Petroleum, The Hague, Netherlands

الأمانة

- G. Butin, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- D. Kelio, Project Officer for Toxicology and Food Safety, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- R. Plesina, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

اجتماع مجموعة المراجعة الأولى حول العضويات (كوبنهاغن، الدانمارك،
1990/11/10 - 6)

الأعضاء

- C. Abernathy, Toxicologist, Health Effects Branch, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- H.H. Dieter, Director and Professor, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin, Germany
- A.M. van Dijk-Looyard, Drinking-Water Research Scientist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
- J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England
(Rapporteur)
- J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark
- E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy
- K. Khanna, Pharmacologist, Health Effects Branch, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- R. van Leeuwen, Toxicologist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

الملحق 1

- U. Lund, Head, Department of Chemistry, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark
- M.E. Meek, Head, Priority Substances Section, Environmental Health Centre, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada
- T. Ookubo, Head, Water Quality Examination Laboratory, Hachinohe Regional Water Supply Cooperation, Hachinohe, Japan
- E. Sandberg, Toxicologist, National Food Administration, Uppsala, Sweden
- U. Schlosser, Research Institute for Hygiene and Microbiology, Bad Elster, Germany
- E.A. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium
- J.A. Sokal, Head, Department of Toxicity Evaluation, Institute of Occupational Medicine, Lodz, Poland (*Chairman*)
- M. Takeda, Director of Environmental Chemistry, National Institute Hygienic Science, Tokyo, Japan

المراقب

- A. Carlsen, Ministry of the Environment, National Agency of Environmental Protection, Miljøstyrelsen, Copenhagen, Denmark

الامانة

- P. Bérubé, Programme Assistant, International Water Decade, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- O. Espinoza, Regional Officer for International Water Decade, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- D. Kello, Project Officer for Toxicology and Food Safety, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- D. Schutz, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- S. Tarkowski, Director Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- J. Wilbourn, Unit of Carcinogen Identification and Evaluation, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France

اجتماع مجموعة المراجعة الأولى حول اللاعضويات (بتروفن، هولندا).
81 - 1991/3/22

الأعضاء

- E.A. Babahumni, Department of Biochemistry, University of Ibadan, Ibadan, Nigeria

دلائل جودة مياه الشرب

- K.L. Bailey, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- G.F. Craun, Chief Epidemiologist, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- A.M. van Dijk-Looyard, Drinking-Water Research Scientist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
- J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England (*Rapporteur*)
- R. van Leeuwen, Toxicologist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands (*Chairman*)
- M.E. Meek, Head, Priority Substances Section, Environmental Health Centre, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada
- E. Poulsen, Chief Adviser in Toxicology, Institute of Toxicology, National Food Agency, Søborg, Denmark
- Y.A. Rakhmanin, Head of Laboratory, Ministry of Health of the USSR Academy of Medical Sciences, A.N. Sytin Institute of General and Communal Hygiene, Moscow, USSR
- V.R. Rao, Assistant Director and Read, Department of Toxicology, The Haffkine Institute, Parel, Bombay, India
- F.G.R. Reyes, Professor of Food Toxicology, Department of Food Science, State University of Campinas, Brazil
- F. Sartor, Institute of Hygiene and Epidemiology, Ministry of Public Health and the Family, Brussels, Belgium
- J.A. Sokal, Head, Department of Toxicity Evaluation, Institute of Occupational Medicine, Lodz, Poland
- M. Takeda, Director of Environmental Chemistry, National Institute of Hygienic Science, Tokyo, Japan

المراقبون

- J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark
- I. Harimaya, Director of Water Quality Research, Kobe, Japan
- M. Minowa, Director of Epidemiology, Institute of Public Health, Ministry of Health and Welfare, Tokyo, Japan
- E.A. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium
- J.F.M. Versteegh, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

الملحق 1

- V Vignier, Société Lyonnaise des Eaux Dumez, International Centre for Research on Water and the Environment (CIRSEE), Le Pecq, France

الامانة

- B Chen, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

اجتماع مجموعة المراجعة الثانية حول العضويات (كوبنهاغن، الدانمارك،
8 - 12/4/1991)

الأعضاء

- K. Bergman, Toxicologist, Medical Products Agency, Division of Pharmacology, Uppsala, Sweden
- A. Carlsen, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark
- H.H. Dieter, Director and Professor, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin, Germany
- P.M. Dudermel, Pasteur Institute, Lille, France
- J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England
(Rapporteur)
- J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark
- R. Hasegawa, Section Chief, Division of Toxicology National Institute of Hygienic Science, Tokyo, Japan
- K. Hughes, Chemical Health Hazard Evaluator, Environmental Health Centre, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada
- R. van Leeuwen, Toxicologist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
- U. Lund, Head, Department of Chemistry, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark
- A. Patel, Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England
- Y. Richard, Chief, Department of Chemical Research, Société Degrémont, Neuilly-Malmaison, France
- E. Sandberg, Toxicologist, National Food Administration, Uppsala, Sweden
- J.A. Sokal, Head, Department of Toxicity Evaluation, Institute of Occupational Medicine, Lodz, Poland (Chairman)

دلائل جودة مياه الشرب

الأمانة

- X. Bonnefoy, Acting Regional Officer for Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- J. Gents, Secretary, International Water Decade, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- D. Kello, Project Officer for Toxicology and Food Safety, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- S. Tarkowski, Director, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

مشاورة مجموعة التنسيق (جنيف، سويسرا، 13 - 14/5/1991)

الأعضاء

- J. K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England
- J.R. Hickman, Director-General, Environmental Health Directorate, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada (*Moderator*)
- U. Lund, Head, Department of Chemistry, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark
- B. Mintz, Chief, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- E.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham, England

الأمانة

- X. Bonnefoy, Acting Regional Officer for Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark (*Co-Rapporteur*)
- H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland (*Co-Rapporteur*)
- R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- J. Kenny, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- M. Mercier, Manager, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

الملحق 1

- G. Ozolins, Manager, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- P. Waight, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

مجموعة المراجعة حول المطهرات ونواتجها الجانبية (بيتسدا، ميريلاند، الولايات المتحدة الأمريكية، 10 - 14/6/1991)

الأعضاء

- H. Abouzaid, Chief, Water Quality Control Division, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Chellah, Morocco
- W. Almeida, Department of Preventive Medicine, State University of Campinas, Campinas, Brazil
- M. Ando, National Institute of Hygienic Science, Division of Environmental Chemistry, Tokyo, Japan
- R. Bull, Pharmacology/Toxicology Graduate Program, College of Pharmacy, Washington State University, Pullman, WA, USA
- G. Burin, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA (*Vice-Chairman*)
- J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England (*Cò-Rapporteur*)
- B. Havlik, Institute of Hygiene and Epidemiology, Prague, Czechoslovakia
- N. Mahabhol, Ministry of Public Health, Bangkok, Thailand
- M.E. Meek, Head, Priority Substances Section, Environmental Health Centre, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada (*Cò-Rapporteur*)
- B. Mintz, Chief, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA (*Chairman*)
- R. Packham, Marlow, England
- J.F.M. Versteegh, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
- Z. Zholdakova, Academy of Medical Sciences, A.N. Sysin Institute of General and Communal Hygiene, Moscow, USSR

دلائل جودة مياه الشرب

المراقبون

- J. Forstlund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark
E. Ohantan, Office of Science and Technology, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
H. Sasaki, Water Quality Laboratory, Sapporo, Hokkaido, Japan

الامانة

- R. Cantilli, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
N. Chiu, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
J. Du, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
J. Orne, Office of Science and Technology, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

اجتماع المراجعة حول العوامل المعرضة والمجلد الثالث حول ترصد إمدادات المياه العامة (حراري، زيمبابوي، 24 - 1991/6/28)

الأعضاء

- H. Abouzaid, Chief, Water Quality Control Division, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Cheilah, Morocco
M.T. Boot, Programme Officer, IRC International Water and Sanitation Centre, The Hague, Netherlands
J.Z. Boutros, Consultant in Food and Water Control, Khartoum, Sudan (*Rapporteur*)
W. Fellows, Programme Officer, Water and Environmental Sanitation, UNICEF Harare, Zimbabwe
F.J. Gumbo, Head of Water laboratories, Operation, Maintenance and Water laboratories Division, Ministry of Water (MAJI), Dar-es-Salaam, United Republic of Tanzania
A.H. Havelaar, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
J. Hubley, Senior Lecturer in Health Education, Health Education Unit, Faculty of Health and Social Care, Leeds Polytechnic, Leeds, England
B. Jackson, Senior Engineering Advisor, British Development Division in East Africa, Nairobi, Kenya
E. Khaka, Ministry of Energy and Water Resources Development, Harare, Zimbabwe

الملحق 1

- S. Laver, lecturer, Department of Community Medicine, University of Zimbabwe, Mount Pleasant, Harare, Zimbabwe
- M.T. Martins, Associate Professor, Environmental Microbiology Laboratory, University of Sao Paulo, Brazil
- P. Morgan, Advisor, Water and Sanitation, Ministry of Health, Blair Research Laboratory, Harare, Zimbabwe
- S. Mtero, Principal Medical Research Officer, Ministry of Health, Blair Research Laboratory, Harare, Zimbabwe
- S. Musingarabwi, Director, Environmental Health Services, Ministry of Health, Harare, Zimbabwe (*Vice-Chairman*)
- F. Niang, Chief, Laboratory Service, Senegalese National Water Management Company, Dakar, Senegal
- E.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham, England
- P.K. Ray, Director, Industrial Toxicology Research Centre, Lucknow, India
- P. Taylor, Director, Training Centre for Water and Sanitation, Department of Civil Engineering, University of Zimbabwe, Harare, Zimbabwe (*Chairman*)
- H. Utviklen, Scientist, National Institute of Public Health, Department of Environmental Medicine, Oslo, Norway

المراقبون

- M. Ellis, Primary Health Consultant, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England
- D. Tolson, Aid Secretary, British High Commission, Harare, Zimbabwe

الامانة

- J. Bartram, Manager, Overseas Development, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England
- H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- J. Kenny, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- V. Larby, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England

دلائل جودة مياه الشرب

- B. Lloyd, Head, Environmental Health, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England
- K. Wedgwood, Research Officer, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England
- F. Zawide, WHO Sanitary Engineer, Sub-region III, Harare, Zimbabwe

اجتماع مجموعة المراجعة الثانية حول مبيدات الهوام (رين، فرنسا - 2 - 1991/9/6)

الأعضاء

- G. Burn, Toxicologist, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA (*Co-Rapporteur*)
- A. Bruchet, Société Lyonnaise des Eaux Dumez, International Centre for Research on Water and the Environment (CIRSEE), Le Pecq, France
- H.H. Dieter, Director and Professor, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin, Germany
- P.M. Dudermiel, Pasteur Institute, Lille, France
- J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England (*Co-Rapporteur*)
- J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark
- E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanita, Rome, Italy
- R. Halperin, Chief Engineer for Environmental Health, Ministry of Health, Jerusalem, Israel
- K. Hughes, Chemical Health Hazard Evaluator, Priority Substances Section, Environmental Substances Division, Environmental Health Directorate, Environmental Health Centre, Ottawa, Canada
- S. Kojima, Director of Environmental Chemistry, National Institute of Hygienic Science, Tokyo, Japan
- A.M. Mahfouz, Senior Toxicologist and Pesticides Team leader, Office of Science and Technology, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- A. Montiel, Water Quality Control Officer, Water Management Company of Paris, Paris, France (*Chairman*)
- E. Poulsen, Chief Adviser in Toxicology, Institute of Toxicology, National Food Agency, Soborg, Denmark
- R. Seux, National School of Public Health, Rennes, France

الملحق 1

E. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium

المراقبون

M.J. Carroll, Area Registration Manager, Monsanto Services International, Brussels, Belgium

A. Hirata, Chief, Monitoring Section, Water Quality Management, Waterworks Bureau, Tokyo Metropolitan Government, Tokyo, Japan

H.P. Nigitz, Head, Regulatory Affairs, Agrolinz Agricultural Chemicals, Linz, Austria

E. Puri, Toxicologist, CIBA-GEIGY Ltd, Basel, Switzerland

G.A. Willis, Manager, Product Safety, ICI Agrochemicals, Farnhurst, Haslemere, Surrey, England

الأمانة

X. Bonnefoy, Regional Adviser, Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

J. Gents, Programme Secretary, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

اجتماع لجنة المراجعة الثانية حول اللاعضويات (بروكسل، بلجيكا - 14 - 1991/10/18)

الأعضاء

Y. Aida, Senior Research Scientist, Division of Risk Assessment, National Institute of Hygienic Science, Kamiyoga, Setagayaku, Tokyo, Japan

J. Alexander, Deputy Director, Department of Environmental Medicine, National Institute of Public Health, Oslo, Norway

K.L. Bailey, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

H.H. Dieter, Director and Professor, Toxicologist, Institute for Water Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin, Germany

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England (Co-Rapporteur)

A. Lafontaine, Honorary Director, Institute of Hygiene and Epidemiology, Brussels, Belgium

M.E. Meek, Head, Priority Substances Section, Environmental Health Centre, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada

دلائل جودة مياه الشرب

- B. Naima, Director, Water Quality Laboratory, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Chellah, Morocco
- G.D. Nielsen, Department of Environmental Medicine, Odense University, Odense, Denmark
- R.F. Packham, Marlow, England
- Y.A. Rakhmanin, Head of Laboratory, Ministry of Health of the USSR Academy of Medical Sciences, A.N. Sytin Institute of General and Communal Hygiene, Moscow, USSR
- Tharwat Saleh, Project Manager, WHO Project EFY/CWS/002, Cairo, Egypt
- R. Sarin, Assistant Director, Scientist and Head, Basic Research Division, National Environmental Engineering Research Institute (NEERI), Nehru Marg, Nagpur, India
- F. Sartor, Institute of Hygiene and Epidemiology, Ministry of Public Health and the Family, Brussels, Belgium (*Chairman*)
- J.F.M. Versteegh, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

المراقبون

- J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark
- E.A. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium
- V. Vignier, Société Lyonnaise des Eaux Dumez, International Centre for Research on Water and the Environment (CIRSEE), Le Pecq, France

الأمانة

- X. Bonnefoy, Regional Adviser, Health Planning Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland (*Co-Rapporteur*)
- C. Martin, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

الاجتماع الخاص بالنيوكليدات المشعة (ميدمينهام - إنكلترا، 22 - 24/1/1992)

الأعضاء

- O. Hydes, Drinking-Water Inspectorate, Department of the Environment, London, England
- D.P. Meyerhof, Bureau of Radiation and Medical Devices, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada

الملحق 1

- J.C. Nénot, Director of Research, Institute for Nuclear Protection and Safety, Fontenayaux-Roses, France
- K.C. Pillai, Health Physics Division, Bhabha Atomic Research Centre, Bombay, India
- A. Randell, Senior Officer, Food Quality and Standards Service, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
- C. Robinson, National Radiological Protection Board, Chilton, Didcot, England (*Co-Rapporteur*)
- L.B. Sztanyik, Director, "Frédéric Joliot-Curie" National Research Institute for Radiobiology and Radiohygiene, Budapest, Hungary (*Chairman*)
- E. Wirth, Institute for Radiation Hygiene, Federal Office for Radiation Protection, Neuerberg, Germany

الامانة

- P.J. Waight, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland (*Co-Rapporteur*)

الطرائق التحليلية والمعالجة (ميدمينهام، انكلترا، 27 - 1992/1/29)

الأعضاء

- H. Abouzaid, Chief, Water Quality Control Division, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Chellah, Morocco
- S. Clark, Chief, Drinking Water Technology Branch, Office of Groundwater and Drinking Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- A.M. van Dijk-Looyard, Drinking-Water Research Scientist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
- J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark
- D. Green, Criteria Section, Environmental Health Centre, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada (*Co-Rapporteur*)
- I. Liesko, Research Centre for Water Resources Development (VITUKI), Budapest, Hungary
- B. Lloyd, Head, Environmental Health, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey Guildford, England
- D.P. Meyerhof, Bureau of Radiation and Medical Devices, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada
- A. Montiel, Water Quality Control Officer, Water Management Company of Paris, Paris, France (*Co-Rapporteur*)

دلائل جودة مياه الشرب

R.F. Packham, Marlow, England (*Chairman*)

R. Sarin, Assistant Director, Scientist and Head, Basic Research Division, National Environmental Engineering Research Institute (NEERI), Nehru Marg, Nagpur, India

المراقبون

T. Aizawa, Department of Sanitary Engineering, Institute of Public Health, Tokyo, Japan

R.A. Breach, Water Quality Manager, Severn Treat Water, Birmingham, England

O. Hydes, Drinking Water Inspectorate, Department of the Environment, London, England

M. Ichinohe, Bureau of Waterworks, Tokyo Metropolitan Government, Tokyo, Japan

E. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium

M. Tsuji, Ministry of Health and Welfare, Tokyo, Japan

الأمانة

X. Bonnefoy, Regional Adviser, Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

B. Crathorne, Water Research Centre, Medmenham, England

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

E.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham, England

اجتماع المنظمة حول استحصاف المعلومات الخاصة بالعضويات ومبيدات الهواء
(ميدمينهام، انكلترا، 30 - 1/31/1992)

الأعضاء

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

R. van Leeuwen, Toxicologist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands (*Moderator*)

U. Lund, Head, Department of Chemistry, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

M. Sheffer, Scientific Editor, Orleans, Canada

الأمانة

X. Bonnefoy, Regional Adviser, Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark (*Co-Rapporteur*)

الملحق 1

H Galal-Gorchev. International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland (*Co-Rapporteur*)

اجتماع تحضير المسودة النهائية للمجلدين الأول والثاني (فال ديفيد، كويبيك، كندا. 19 - 1992/5/22)

الأعضاء

K Bentley. Director, Environmental Health, Health Advancement Division, Australian Department of Health, Housing and Community Services, Woden, Australia

J K Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

J.R. Hickman, Director-General, Environmental Health Directorate, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada (*Chairman*)

U. Lund, Head, Department of Chemistry, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

M.E. Meek. Head, Priority Substances Section, Environmental Health Centre, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada

B. Mintz, Chief, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

R.F. Packham, Marlow, England

E.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham, England

M. Sheffer, Scientific Editor, Orleans, Canada

P. Toft. Health Protection Branch, Environmental Health Directorate, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada

G. Wood, Health Protection Branch, Environmental Health Directorate, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada

الأمانة

X. Bonnefoy. Regional Adviser, Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark (*Co-Rapporteur*)

H. Galal-Gorchev. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland (*Co-Rapporteur*)

G. Ozolins. Manager, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

دلائل جودة مياه الشرب

الاجتماع النهائي لفريق العمل (جنيف، سويسرا، 21 - 1992/9/25).

الأعضاء

- H Abouzaid, Chief, Water Quality Control Division, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Chellah, Morocco
- M Aguilar, Director of Basic Sanitation, Department of Environmental and Occupational Health and Basic Sanitation, Mexico City, Mexico
- J Alexander, Deputy Director, Department of Environmental Medicine, National Institute of Public Health, Oslo, Norway
- V Angeli, Chief of Communal Hygiene Division, Research Institute of Hygiene and Epidemiology, Tirana, Albania
- L Anukam, Federal Environmental Protection Agency (FEPA), Department of Planning and Evaluation, Federal Secretariat Complex (Phase II), Ikoyi, Lagos, Nigeria
- W.S. Assoy, Director, Environmental Health Service, Department of Health, Manila, Philippines
- Changjie Chen, Director, Institute of Environmental Health Monitoring, Chinese Academy of Preventive Medicine, Beijing, China
- M Csanady, Department Leader, National Institute of Hygiene, Budapest, Hungary
- H.H. Dieter, Director and Professor, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin, Germany
- F.K. El Jack, Head of Water Department, National Chemical Laboratories, Khartoum, Sudan
- J Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark (*Vice-Chairman*)
- E Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy
- E. Gonzalez, Chief, Department of Water Quality, Water Supply and Sewerage, San José, Costa Rica
- F.J. Gumbo, Head of Water Laboratories, Operation, Maintenance and Water Laboratories Division, Ministry of Water (MAJ), Dar-es-Salaam, United Republic of Tanzania
- B Havlik, Head of Water Hygiene Branch, National Institute of Public Health, Prague, Czechoslovakia

Invited but unable to attend: Director-General of Health, Islamabad, Pakistan, F.Sartor, Institute of Hygiene and Epidemiology, Ministry of Public Health and the Family, Brussels, Belgium

الملحق 1

- H.M.S.S.D Herath, Deputy Director General, Public Health Services, Ministry of Health, Colombo, Sri Lanka
- L. Hiisvirta, Chief Engineer, Ministry of Social Affairs and Health, Helsinki, Finland
- J. Kariuki, Senior Public Health Officer, Division of Environmental Health, Ministry of Health, Nairobi, Kenya
- M. Kitenge, Director, Department of Local Production Control, Zaire Control Agency, Kinshasa, Zaire
- F.X.R. van Leeuwen, Senior Toxicologist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands
- Y. Magara, Director, Department of Water Supply Engineering, Institute of Public Health, Tokyo, Japan
- N.S. McDonald, Director, Water Branch, Department of Primary Industries and Energy, Canberra, Australia
- B. Mintz, Chief, Exposure Assessment and Environmental Fate Section, Office of Science and Technology, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- F. Niang, Chief, Laboratory Service, Senegalese National Water Management Company, Dakar, Senegal
- R.F. Packham, Marlow, England
- Y.A. Rakhmanin, Academician of Russian Academy of Natural Sciences, A.N. Sytin Research Institute of Human Ecology and Environmental Health, Moscow, Russian Federation
- F.G.R. Reyes, Professor of Food Toxicology, Department of Food Science, State University of Campinas, Brazil (*Rapporteur*)
- T. Saleh, WHO Regional Support Office, Cairo, Egypt
- E. Sandberg, Senior Toxicologist, National Food Administration, Uppsala, Sweden
- Nantana Santatiwut, Director, Environmental Health Division, Department of Health, Ministry of Public Health, Bangkok, Thailand
- R. Sarin, Scientist, National Environmental Engineering Research Institute (NEERI), Nehru Marg, Nagpur, India
- C. Shaw, Senior Advisor Scientist, Public Health Services, Department of Health, Wellington, New Zealand
- J.A. Sokal, Director, Institute of Occupational Medicine and Environmental Health, Sosnowiec, Poland
- P. Toft, Health Protection Branch, Environmental Health Directorate, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada (*Chairman*)

دلائل جودة مياه الشرب

D. Tricard, Sanitary Engineer, Ministry of Health and Humanitarian Action, Department of Health, Paris, France

المراقبون

M.J. Crick, Radiation Safety Specialist, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria

A.M. van Dijk-Looyard, Senior Scientist Drinking-Water Standards, KIWA N.V. Research and Consultancy, Nieuwegein, Netherlands

O. Hydes, Drinking Water Inspectorate, Department Of the Environment, London, England

M. Rapinat, International Water Supply Association, Compagnie générale des Eaux, Paris, France

Y. Richard, Head Engineer, Société DEGREMONT-CIRSEE, Le Pecq, France

H. Rousseau, Division des Eaux de Consommation, Direction des Ecosystèmes urbains, Ministère de l'Environnement, Ste Foy, Quebec, Canada

J.E. Samdal, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo, Norway

F. Sarhan, CIBA-GEIGY Ltd, Basel, Switzerland (representing the International Group of National Associations of Manufacturers of Agrochemical Products)

E.A. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium

T. Yanagisawa, Director, Technical Management Section, Management and Planning Division, Bureau of Waterworks, Tokyo, Japan

الأمانة

J. Bartram, Manager, Overseas Development, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England

X. Bonnefoy, Environmental Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

A. Enevoldsen, Environmental Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

B.H. Fenger, Water and Waste Scientist, WHO European Office for Environment and Health, Rome, Italy

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland

R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

الملحق 1

- J. Kenny, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- U. Lund, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark
- M. Mercier, Director, International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- H. Moller, Scientist, Unit of Carcinogen Identification and Evaluation, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France
- G. Ozolins, Manager, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- E.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham, England M. Sheffer, Scientific Editor, Orleans, Canada
- S. Tarkowski, Director, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

الملحق 2. جداول القيم الدلالية

تعرض الجداول التالية موجزاً للقيم الدلالية للمكروبات والمواد الكيميائية الموجودة في مياه الشرب. ولا ينبغي استعمال كل قيمة من هذه القيم بأخذها مباشرة من الجداول. ولا يجوز استخدام القيم الدلالية وتفسيرها بمعزل عن المعلومات الواردة في النص وفي المجلد 2 "المعايير الصحية والمعلومات الداعمة الأخرى".

الجدول م 2 - 1 النوعية البكتريولوجية لياه الشرب^(أ)

الكائنات الحية	القيمة الدلالية
كل المياه المعدة للشرب	
الإشريكية القولونية أو الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة ^(ب)	يفترض أن لا يكون من الممكن الكشف عنها في أي عينة مقدارها 100 من
الياه المعالجة الداخلة إلى نظام التوزيع	
الإشريكية القولونية أو الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة ^(ب)	يفترض أن لا يكون من الممكن الكشف عنها في أي عينة مقدارها 100 مل
إجمالي الجراثيم القولونية	يفترض أن لا يكون من الممكن الكشف عنها في أي عينة مقدارها 100 مل
الياه المعالجة داخل نظام التوزيع	
الإشريكية القولونية أو الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة ^(ب)	يفترض أن لا يكون من الممكن الكشف عنها في أي عينة مقدارها 100 مل
إجمالي الجراثيم القولونية	يفترض أن لا يكون من الممكن الكشف عنها في أي عينة مقدارها 100 مل
في حالة الإمدادات الكبيرة، حيث يتم فحص عدد كافٍ من العينات يفترض أن لا تكون موجودة في 95% من العينات المأخوذة طوال أي فترة تبلغ 12 شهراً	

(أ) يجب اتخاذ الإجراء الاستقصائي الموزع للكشف عن الإشريكية القولونية أو إجمالي الجراثيم القولونية ويتشمل أحد الأتي من الإجراءات في حالة إجمالي الجراثيم القولونية في إهارة أحد العينات وإذا تم الكشف عن الجراثيم مرة ثانية فعندها يجب تحديد السبب باستقصاء فوري آخر

(ب) على الرغم من كون الإشريكية القولونية هي المؤشر الأكثر دقة فيما يتعلق بالتلوث البرازي، يظل تعداد الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة بدلاً مقبولاً ولا بد من إجراء اختبارات تأكيدية دقيقة إذا دعت الضرورة وبعد إجمالي الجراثيم القولونية مؤشراً غير مقبول بالنسبة لجودة الصحة في إمدادات المياه الموجودة في المناطق الريفية وخصوصاً في المناطق النائية حيث يظهر الكثير من الجراثيم التي لا تنصف بالأهمية الصحية في جميع الإمدادات عبر المعالجة تقريباً

(ج) من ندره أن التلوث البرازي منتشر على نطاق واسع في الأغلبية العظمى من إمدادات المياه الريفية في البلدان النامية في مثل هذه الظروف يجب على هيئة التزود المنظمة وضع أهداف متوسطة الأمد فيما يتعلق بتحسين المتواصل لإمدادات المياه وفقاً للتوصيات الواردة في المجلد 3 من "دلائل جودة مياه الشرب"

دلائل جودة مياه الشرب

الجدول 2 - 2 المواد الكيميائية ذات الأهمية الصحية في مياه الشرب

أ. المقومات اللاعضوية

ملاحظات	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	
	$0.005 (P)^{1b}$	الأتيمون
من أجل زيادة احتمال خطر سرطان الجلد البالغ قدره 10×6^{-2}	$0.01 (P)^{1c}$	الأرسينيك (الزرنيخ)
	0.7	الباريوم
^{16}NAD إعصيات غير كافية		البيريليوم
	0.3	البورون
	0.003	الكاديوم
	$0.05 (P)$	الكروم
الصفات المؤثرة على اللون أو الطعم أو الرائحة ^{1d}ATO	2 (P)	النحاس
	0.07	السيانيد
يجب أخذ الشروط المناخية وحجم المياه المستهلكة والمداخل من مصادر أخرى بعين الاعتبار عند وضع معايير وطنية	1.5	الفلوريد
من المعروف أن ليس كل المياه سوف تحقق القيمة الدلالية على الفور، وإلى أن يتحقق ذلك يجب تنفيذ كافة الإجراءات الأطرى الموصى بها لخفض إجمالي التعرض للمخاطر	0.01	الرصاص
الصفات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة	$0.5 (P)$	المنغنيز
	0.001	الزئبق (إجمالي)
	0.07	الموليبدنوم
	0.02	النيكل
يجب أن لا يتعدى حاصل نسبة تركيز كل منهما إلى قيمته الدلالية العدد 1	$\left\{ \begin{array}{l} 50 \\ 3 (P) \end{array} \right.$	النترات (NO_3^-) النيتريت (NO_2^-)
	0.01	السيالينيوم
المعطيات غير كافية		اليورانيوم

الملحق 2

ب. المقومات العضوية

ملاحظات	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	
		الألكانات الكلورية
	2	تتراكلوريد الكربون
	20	ثنائي كلور الميثان
المعطيات عبر كافية		1،1 - ثنائي كلور الإيثان
من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10 ⁻⁵	20	2،1 - ثنائي كلور الإيثان
	2000 (P)	1،1،1 - ثلاثي كلور الإيثان
		الإيثينات الكلورية
من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10 ⁻⁵	5	كلوريد الفينيل
	20	1،1 - ثنائي كلور الإيثين
	50	2،1 - ثنائي كلور الإيثين
	70 (P)	ثلاثي كلور الإيثين
	40	رباعي كلور الإيثين
		الهيدروكربونات الأروماتية
من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10 ⁻⁵	10	البنزين
التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة	700	الفلوئين
التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة	500	النازين
التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة	300	إثيل البنزين
التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة	20	الستيرين
من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10 ⁻⁵	0.7	بنز(أ)بيرين
		البنزين الكلور
التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة	300	أحادي كلور البنزين
التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة	1000	2،1 - ثنائي كلور البنزين
المعطيات غير كافية		3،1 - ثنائي كلور البنزين
التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة	300	4،1 - ثنائي كلور البنزين
التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة	20	ثلاثي كلور البنزين (إجمالي)
		مستويات
	80	ثنائي الأديبات (2 - إيثيلكسيل)
	8	ثنائي الفثالات (2 - إيثيكسيل)
من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10 ⁻⁵	0.5	الأكريلاميد
	0.4 (P)	الايبيكلورو هيدرين
	0.6	سداسي الكلور بوتادين
	240 (P)	حمض الأيديك (EDTA)
	200	حمض ثلاثي الأسيتيك النثريلي
المعطيات غير كافية		مركبات المصدر الثانوية الألكيل
	2	أكسيد القصدير الثلاثي البوتيل

دلائل جودة مياه الشرب

جدر مبيدات الهوام		
ملاحظات	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	
من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10 ⁻⁵	20 ^{٣٠}	الآلاكور
	10	الأليكارب
	0.03	الأندريس وثنائي الأندريس
	2	الأتوازين
	30	البنفازون
	5	الكاربوقوزان
	0.2	الكلوردين
	30	الكلوروتولورون
	2	الد ر ت
	1 ^{٣٠}	2. أ ثنائي برومو - 3 - كلوروبروبان
من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10 ⁻⁵	30	4.2 - د
	20 (P)	2. أ ثنائي الكلوروبروبان
		3. أ ثنائي الكلوروبروبان
	20 ^{٣١}	3. أ ثنائي الكلوروبروبان
		ثنائي بروميد الإيثيلين
	0.03	سباعي الكلور وايوكسيد سباعي الكلور
	1 ^{٣١}	السداسي الكلوروينين
	9	الإيزوبروتولورون
	2	الثنبان
	2	MCPA
من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10 ⁻⁵	20	انثوكسي كلور
	10	الميثولاكلور
	6	المولينيت
	20	البنديميثالين
	9 (P)	البيثاكلوروفينول
	20	البهرمثرين
	20	البيروباميل
	100	البيريديت
	2	السيمارين
	20	التريفلورالين
من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10 ⁻⁵		الكلوروفينوكسي مبيدات الأعشاب مع استبعاد 4.2 - د و MCPA
	90	4.2 - د ب
	100	الديكلوروبروب
	9	الفنوبروب
		MCPB
	10	النيكوبروب
	9	4.2 - 5 - ت

الملحق 2

د. المطهرات والنواتج الثانوية المطهرة

المطهرات	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	ملاحظات
أحادي الكلورامين أحادي وثلاثي كلورامين الكلور	3	المعطيات غير كافية
	4	التركيزات المؤثرة في اللون أو الضعم أو الرائحة. لتحقيق تضهير فعال يجب أن يكون تركيز الكلور المتبقي الحر $> 0,5$ مغ/لتر بعد 30 دقيقة على الأقل من التماس مع ياهاء $> 8,0$
ثاني أكسيد الكلور		لم يتم إثبات قيمة دلالية نظراً لسرعة تعطل ثاني أكسيد الكلور ولأن القيمة الدلالية للكلوريت كافية للوقاية من أي سمية محتملة من ثاني أكسيد الكلور
اليود		المعطيات غير كافية
النواتج الثانوية المطهرة	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	ملاحظات
البرومات	25^{100} (P)	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10×7^{-1}
الكلورات		المعطيات غير كافية
الكلوريت	300 (P)	
الكلوروفينولات		
2 - الكلوروفينول		المعطيات غير كافية
4.2 - ثنائي الكلوروفينول		المعطيات غير كافية
6.4.2 - ثلاثي الكلوروفينول	200^{100}	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10^{-1} التركيزات المؤثرة في اللون أو الضعم أو الرائحة
الفورمالدهيد	900	
إم أكس 9.1X		المعطيات غير كافية
ثلاثي الهالوميثانات		لا ينبغي لحاصل نسبة تركيز أي من هذه المركبات إلى قيمتها الدلالية أن يزيد عن 1
البرومفورم	100	
ثنائي البرومو كلوروميثان	100	
البرومو ثنائي الكلوروميثان	60^{100}	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10^{-2}
الكلوروفورم	200^{100}	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10^{-2}
أحماض الأسيتيك المكنونة		
حمض أحادي الكلورو أسيتيك		المعطيات غير كافية
حمض ثنائي الكلورو أسيتيك	50 (P)	
حمض ثلاثي الكلورو أسيتيك	100 (P)	
هيدرات الكلورال		
(ثلاثي الكلورو أسيتالدهيد)	10 (P)	
الكلورو أسيتون		المعطيات غير كافية

دلائل جودة مياه الشرب

النواتج الثانوية المظهرة	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	ملاحظات
الأسيتونيتريلات المهجنة		
ثنائي الكلورو أسيتونيتريل	90 (P)	
ثنائي البرومو أسيتونيتريل	100 (P)	
البرموكلورو أسيتونيتريل		المعطيات غير كافية
ثلاثي الكلورو أسيتونيتريل	1 (P)	
كلوريد السيانوجين	70	
(على شكل CN)		
كلوروبكترين		المعطيات غير كافية

- (أ) - قيمة دلالية مؤقتة يستخدم هذا المصطلح للمقويات التي تتوافر من أجلها بعض البيانات الدالة على خطر محتمل. ولكن عندما تكون المعلومات المتوافرة حول الآثار على الصحة محدودة، أو في حالة استخدام عامل ارتباط أكبر من 1000 أثناء اشتغال المدخول اليومي الممكن نعلمه (TDI). كما يوصى بتقييم الدلالة المؤقتة لما ينشئ (1) للمواد التي ستكون القيم الدلالية المحسوبة نه دون مستوى التحديد الكمي العملي، أو دون المستوى الممكن تحقيقه من خلال طرائق الحاجة العملية أو (2) عندما يكون من الواضح أن يؤدي التطهير إلى قيمة دلالية يتم تجاوزها
- (ب) بالسمية للمواد التي تعتبر مسرطنة. تمثل القيمة الدلالية تركيز المادة في مياه الشرب المرتبط بزيادة نسمة خطورة الإصابة بالسرطان على مدى العمر وهو 10^{-6} (سرطان واحد إضافي لكل 100 000 من السكان) الذين يمتلكون مياه الشرب التي تحتوي المادة بتركيز موافق للقيمة الدلالية لمدة 70 عاماً. ويمكن حساب التركيزات المرتبطة بزيادة احتمال طفر السرطان المقدر على مدى العمر وهو 10^{-6} و 10^{-4} بحسب القيمة الدلالية الأولى 10^{-6} وتنقسم الثانية على 10.
- أما في الحالات التي يكون فيها التركيز المرتبط بزيادة احتمال خطر السرطان على مدى العمر وهو 10^{-6} - غير ممكن عملها نتيجة للتقنيات غير المتاحة في التحليل والمعالجة، فيوصى عندها بحساب قيمة دلالية مؤقتة عند مستوى يمكن تطبيقه ويتم تقديم الحساب المغزى لزيادة سمية خطورة الإصابة بالسرطان المرتبط بذلك على مدى العمر
- ويجب التأكيد على أن القيم الدلالية الخاصة بالمواد المسرطنة قد تمت حوسبتها بالاستناد إلى نماذج رياضية افتراضية لا يمكن التحقق منها تجريبياً وأن من الواجب تفسير القيم تفسيراً مختلفاً عنه في حالة القيم البنية على أساس مدخول يومي يمكن تحمله نظراً للافتقار إلى الدقة في النماذج. وفي أحسن الأحوال يجب اعتبار هذه القيم بمثابة تقديرات تقريبية لاحتمالات خطر السرطان. والنماذج المستخدمة من النوع المحفوظ أما التعرض المعتدل القصير الأجل مستويات تتجاوز القيمة الدلالية الخاصة بالسرطانات فلا تؤثر على احتمال الخطر تأثيراً معنوياً
- (ج) - NAD - لا توجد معطيات كافية لإصدار توصية بقيمة دلالية من أجل الصحة
- (د) - AFD - يمكن لتركيزات المادة السوية للقيمة الدلالية من أجل الصحة أو الأدنى منها أن تؤثر على مظهر. أو صمم. أو رائحة الماء

الملحق 2

الجدول م 2 - 3 المواد الكيميائية غير ذات الأهمية الصحية في تركيزاتها الموجودة في الأحوال العادية في مياه الشرب

المادة الكيميائية	ملاحظات
الأميانت	U
الفضة	U
القصدير	U

أ - ليس من الضروري التوصل إلى قيمة دلالية من أجل الصحة لهذه المواد نظراً لعدم خطورتها على صحة الإنسان في تركيزاتها التي توجد بها بصورة طبيعية في مياه الشرب

الجدول م 2 - 4 المقومات المشعة في مياه الشرب

قيمة الحجب (Bq/لتر)	ملاحظات
0,1	في حالة تجاوز قيمة الحجب يحتاج الأمر إلى تحليل أكثر تفصيلاً للنويدات المشعة. ولا تشير القيم العالية بالضرورة إلى أن المياه غير مناسبة للاستهلاك البشري
1	إجمالي نشاط ألفا
	إجمالي نشاط بيتا

دلائل جودة مياه الشرب

الجدول 2 - 5 المواد والمثبتات الموجودة في مياه الشرب التي يمكن أن تكون باعثاً للشكاوي من قبل المستهلكين

أسباب شكاوي المستهلكين	المستويات التي يرجح أن تسبب شكاوي المستهلكين ⁽¹⁾	المثبتات الفيزيائية
المظهر	15 وحدة لون حقلي ⁽²⁾	اللون
يجب أن يكونا مقبولين	-	الضخم والرائحة
يجب أن تكون مقبولة	-	درجة الحرارة
المظهر من أجل التطهير النهائي الفعال	5 وحدة قياس العكر ⁽³⁾	العكر
يجب أن يكون ناسف العكر ≥ 1 NTU،		
العمية المخرقة ≥ 5 من وحدات قياس العكر		
		المقومات اللاعضوية
الترسبات وتغير اللون	0.2 مغ/لتر	الألمنيوم
الرائحة والضخم	1.5 مغ/لتر	الأمونيا
الضخم والإنتكال	250 مغ/لتر	الكلوريد
تلطيخ الفسيل والأدوات الصحية للقيمة الدلالية المؤقتة من أجل الصحة 2 مغ/لتر	1 مغ/لتر	النحاس
العسرة العالية - ترسبات الأفلاس وتشكل الفشاء	-	العسرة
العسرة المنخفضة - إمكانية الإنتكال		
الرائحة والطعم	0.05 مغ/لتر	سولفيد الهيدروجين
تلطيخ الفسيل والأدوات الصحية	0.3 مغ/لتر	الحديد
تلطيخ الفسيل والأدوات الصحية	0.1 مغ/لتر	المغنيز
(القيمة الدلالية المؤقتة 0.5 مغ/لتر)		
آثار غير مباشرة	-	الأوكسجين الذائب
المياه المنخفضة: الإنتكال	-	البياءة pH
البياءة المرتفعة: الطعم والملح الصابوني		
يلفحل < 8.0 للتطهير الفعال مع الكلور		
الطعم	200 مغ/لتر	الصوديوم
الطعم والإنتكال	250 مغ/لتر	المسكيات
الطعم	1000 مغ/لتر	إجمالي الجوامد الذائبة
المظهر والطعم	3 مغ/لتر	الزئبق
الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 700 ميكروغرام/لتر)	24 - 170 ميكروغرام/لتر	التلويين
الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 500 ميكروغرام/لتر)	20 - 1800 ميكروغرام/لتر	الزئبقين
الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 300 ميكروغرام/لتر)	2 - 200 ميكروغرام/لتر	إيثيل البنزين
الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 20 ميكروغرام/لتر)	4 - 2800 ميكروغرام/لتر	المستأين

الملحق 2

أسباب شكاوى المستهلكين	المستويات التي يرجح أن تسبب شكاوى المستهلكين ^(١)	
الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 300 مكروغرام/لتر)	10 - 120 مكروغرام/لتر	أحد الكلوروبينزين
الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 1000 مكروغرام/لتر)	1 - 10 مكروغرام/لتر	2.1 - ثنائي الكلوروبينزين
الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 300 مكروغرام/لتر)	0.3 - 30 مكروغرام/لتر	4.1 - ثنائي الكلوروبينزين
الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 20 مكروغرام/لتر)	5 - 50 مكروغرام/لتر	ثلاثي الكلوروبينزين (إجمالي)
الرقعة والطعم والرائحة	-	المنظفات التركيبية
المطهرات والنواتج الثانوية المطهرة		
الطعم والرائحة (القيمة الدلالية من أجل الصحة 5 مل/لتر)	600 - 1000 مكروغرام/لتر	الكلور
		الكلوروفينولات
الطعم والرائحة	0.1 - 10 مكروغرام/لتر	2 - كلوروفينول
الطعم والرائحة	0.3 - 40 مكروغرام/لتر	4.2 - ثنائي كلوروفينول
الطعم والرائحة (القيمة الدلالية من أجل الصحة 200 مكروغرام/لتر)	2 - 300 مكروغرام/لتر	6.4.2 - ثلاثي الكلوروفينول

(أ) المستويات المشار إليها ليست أرقاماً دقيقة إذ يمكن أن تحدث المشاكل عند مستوى قيم أدنى أو أعلى تبعا لظروف

المخنية. وقد أصبح مجال التركيزات عتبة الطعم والرائحة للمكونات المعقوية

(ب) TCU = وحدة قياس اللون الحقيقي.

(ج) NTU = وحدة قياس العكر.

